

VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ - TECHNICKÁ UNIVERZITA OSTRAVA
17. listopadu 15/2172, 708 33 Ostrava – Poruba
HORNICKO-GEOLOGICKÁ FAKULTA
INSTITUT ENVIRONMENTÁLNÍHO INŽENÝRSTVÍ



KONTAMINÁCIA KRAJINNÝCH ZLOŽIEK NA OPUSTENÝCH Cu-LOŽISKÁCH STREDNÉHO SLOVENSKA

Autoreferát disertační práce

Autor:

Ing. Peter Andráš

Školiteľ:

doc. Dr. Ing. Radmila Kučerová

Študijný program:

Inženýrská ekologie

Študijný obor:

Ochrana životního prostředí v průmyslu

Ostrava 2017

Abstrakt

Dizertačná práca s názvom *Kontaminácia krajinných zložiek na opustených Cu-ložiskách stredného Slovenska* ozrejmuje vznik a vývoj zvolených modelových plôch – odvalov na ložiskách Staré Hory (Richtárová) a Ľubietová (Podlipa a Reiner). Nástrojmi GIS boli spracované základné údaje o kontaminácii krajinných zložiek (pôda, voda) banskou činnosťou ovplyvneného územia ťažkými kovmi a realizuje sa vizualizácia získaných údajov. Ďalším zameraním práce bolo modelovanie šírenia kontaminácie v krajine, potenciálnej a reálnej erózie, kinetiky šírenia znečistenia a pod. Výsledky práce môžu slúžiť ako modelový podklad pre vizualizáciu kontaminácie krajiny v ďalších banských regiónoch doma i v zahraničí a aj ako podklad pre pedagogickú činnosť, jednak v oblasti environmentalistiky, ale aj pri výuke GIS. Súčasťou dizertačnej práce sú aj ukážky vizualizácie kontaminácie odvalov ťažkými kovmi a niektorých predbežných GIS-modelovaní.

Kľúčové slova: Cu-ložiská, odvaly, ťažké kovy, kontaminácia, vizualizácia GIS, modelovanie

Abstract

The PhD thesis *Country component contamination at the abandoned Cu-deposits of central Slovakia* show the formation and development of selected model-areas – dump-fields at Staré Hory (Richtárová) and Ľubietová (Podlipa and Reiner). Using GIS tools were elaborated the base data about the country components (soil, water) contamination as a consequence of mining activities which influenced the pollution of the territory by heavy metals and the visualization of obtained data. The next aim of the thesis is the modeling of contamination spread in country, of potential erosion and of pollution spread kinetics. The results of the thesis will be able serve as a model base for country contamination visualization also at other mining regions also in abroad as well as a support for pedagogical activities, both in the field of environmental science and GIS teaching. Components of the thesis are also demonstrations of the dump-fields heavy metal contamination visualization and some other GIS-modelings.

Key words: Cu-deposits, dump-fields, heavy metals, contamination, GIS visualization, modeling

Motivácia

Na území Slovenska je evidovaných 6000 starých banských záťaží. Medzi týmito záťažami sú na poprednom mieste odvalové polia po ťažbe Cu-mineralizácie v Ľubietovej a v Španej Doline. V obidvoch lokalitách je evidovaných viacero odvalov, najrizikovejšími sú však tie, ktoré sú situované v bezprostrednej blízkosti osídlenia: t.j. v blízkosti obce Staré Hory (odvalové pole Richtárová) a mestečka Ľubietová (odvaly Reiner a Podlipa). Z odvalov sa uvoľňujú početné ťažké kovy, predovšetkým Fe, Cu, Pb, Zn, Cd, As, Sb, U, Th a niektoré ďalšie. Tieto kovy môžu tvoriť vysokotoxické formy zlúčenín, ktoré predstavujú riziko pre všetky zložky životného prostredia. Na to, aby bolo možné vypracovať účinné sanačné opatrenia, je potrebné mať k dispozícii adekvátne GIS-modely, ktoré umožnia získať prehľad o stupni kontaminácie krajiny, vypracovať modelovanie procesov potenciálnej erózie, šírenia ťažkých kovov do prostredia atď. Cieľom práce je vytvoriť uvedené modely, ktoré budú môcť využívať odborníci pracujúci v rôznych oblastiach výskumu, ako aj predstavitelia obecných samospráv a široká verejnosť.

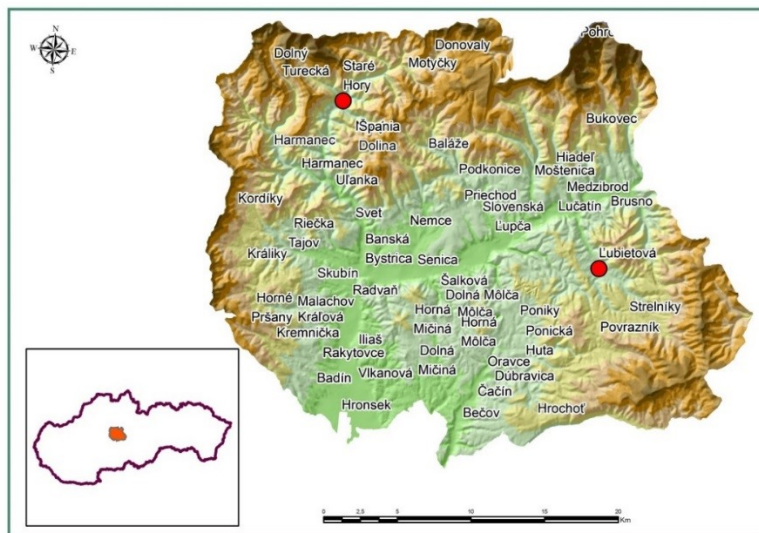
Obsah

1	ÚVOD	1
2	CIELE PRÁCE	1
3	ŠTUDOVANÉ LOKALITY	2
3.1	Cu-ložisko Staré Hory - Richtárová	2
3.2	Cu-ložiská Ľubietová – Podlipa a Reiner	2
3.3	GIS – geografický informačný systém	3
4	METODIKA PRÁCE	3
4.1	Odber vzoriek	3
4.2	Analytické spracovanie vzoriek	5
4.3	GIS analýzy	5
5	VÝSLEDKY	7
5.1	Staré Hory	7
5.1.1	Pôdna reakcia a redukčný potenciál materiálu banských odvalov	7
5.1.2	Distribúcia ťažkých kovov v pôde a v technogénnych sedimentoch	7
5.1.3	Hydrológia v oblasti odvalov Staré Hory – Richtárová	10
5.2	Ľubietová	11
5.2.1	Pôdna reakcia a redukčný potenciál materiálu banských odvalov	11
5.2.2	Distribúcia ťažkých kovov v pôde a v technogénnych sedimentoch	12
5.2.3	Hydrológia v oblasti odvalov Podlipa a Reiner	17
5.3	Aplikácia geografických informačných systémov	17
5.3.1	Modelovanie reliéfu v GIS	17
5.3.2	Vizualizácia reliéfu	24
6	DISKUSIA	25
7	ZÁVER	28
	Použitá literatúra	29
	Publikácie autora	33

1 ÚVOD

Dlhodobá banská ťažba zanechala v krajine ťažko zahladiteľné stopy po exploatacii a spracovaní nerastných surovín a zmenila reliéf a štruktúru krajiny. Pre pochopenie environmentálnych rizík je potrebné vizualizovať výsledky doterajšieho poznania geologických a geochemických procesov v hypergénnej zóne ložiskových rajónov. Na proces zvetrávania vplyvajú v prvom rade geografická pozícia, klimatické pomery, zloženie hornín a pôdy (Smith, 2013).

Zmeny pH a Eh v pôde, predovšetkým však zníženie hodnôt pH spôsobujú uvoľňovanie ťažkých kovov z tuhej fázy, kde sa nachádzajú vo forme rôzne rozpustných primárnych i sekundárnych minerálov alebo v sorpčnom komplexe, do podzemnej a povrchovej vody (Brown, 2003; Lee et al., 2005; Alloway, 1995; Duffus, 2002). Naopak, zvýšenie hodnoty pH môžu spôsobovať výmenu aniónov a mobilizáciu polokovov, prípadne rozpúšťanie organickej hmoty. Mobilitu prvkov ovplyvňujú aj zmeny oxidačno-redukčného potenciálu Eh (Huang et al., 2011, 2011a; Burg, 1995). Ťažké kovy sú mobilizované banskými vodami a vodami perkolujúcimi cez materiál depónií. Kovy na geochemických bariérach flokulujú a koagulujú, čím sa stávajú súčasťou sedimentov. Vznik sekundárnych minerálov kontroluje a spomaľuje migráciu ťažkých kovov, čo je dôsledkom ich stability v povrchových podmienkach (Ashley et al., 2003).



Obr. 1 Pozícia študovaných ložísk Špania Dolina (Richtárová) a Ľubietová (Podlipa a Reiner)

Za účelom komplexného posúdenia stavu kontaminácie krajiny na opustených Cu-ložiskách Staré Hory - Richtárová a Ľubietová – Podlipa a Reiner (obr. 1) ťažkými kovmi a za účelom modelovania predpokladaného šírenia kontaminácie v krajine, boli aplikované nástroje GIS. Výskum bol zameraný na štúdium hydrológie a erózneho modelovania.

2 CIELE PRÁCE

- Detailne ovzorkovať odvaly Richtárová (Staré Hory) a Podlipa (Ľubietová) a ich okolie: pôdy/technogénne sedimenty a vodu (podzemnú vrátane banskej, drenážnu a povrchovú).
- Spracovanie analytických údajov o kontaminácii krajiny (pôd/sedimentov a vody) ťažkými kovmi nástrojmi GIS - vizualizácia distribúcie vybraných ťažkých kovov (Fe, Cu, Pb, Zn, Mn, Ni, Co, As, Sb, Cd, U, Th).
- Vytvoriť digitálny model terénu študovaných regiónov.
- Modelovať povrchový odtok vody.
- Vypracovať model potenciálnej erózie.

Získané modely budú ďalším výskumným pracovníkom podkladom k identifikovaniu environmentálnych rizikových faktorov a k vypracovaniu účinných sanačných opatrení.

3 ŠTUDOVANÉ LOKALITY

Skúmané banské regióny Špania Dolina – Staré Hory (ložisko Richtárová) a Ľubietová (ložisko Podlipa a Reiner) sú situované v Starohorských vrchoch (obr. 1), ktoré tvoria juhozápadné pokračovanie Ďumbierskych Tatier. Patria do horského krajinného celku Fatransko-tatranskej oblasti (Mazúr a Lukniš, 1980). Na severe hraničia Starohorské vrchy s Veľkou Fatrou, na juhu s hranským synklinóriom (Slavkovský, 2005). Na juhozápade sa ponárajú pod stredoslovenské neovulkanity a pod vnútrokarpatský paleogén (Lukniš a Plesník, 1961; Lukniš, 1972). Ako uvádza Polák et al. (2003), na geologickej stavbe Starohorských vrchov sa podieľajú jednotky tatrika, veporika a hronika. Sformovali sa v dôsledku tektonických procesov, pričom za najdôležitejší z nich možno považovať alpský orogén (predsenónsku mediteránnu fázu).

3.1 Cu-ložisko Staré Hory - Richtárová

Medzi významné lokality ťažby Cu-rúd španodolinského rudného poľa patrí ložisko Richtárová, vzdialené asi 3 km JV od obce Staré Hory. Ťažobné aktivity tu skončili na konci 19. storočia, avšak v 20. storočí sa prišlo k opätovnej ťažbe rúd z materiálu banských odvalov.

Geologická stavba územia a ložisková situácia

Starohorské vrchy patria z regionálno-geologického hľadiska k jadrovým pohoriam vnútornej zóny Západných Karpát (Polák et al., 2003). Rudný revír Špania Dolina – Staré Hory je situovaný k západnej časti veporského kryštalinika. Je budovaný ortorulami, menej aj amfibolickými rulami, amfibolitmi a terigénnymi sedimentárnymi horninami permského veku (arkózami, pieskovecami, zlepcami a pestrými bridlicami). Mladšie horniny triasového veku sú zastúpené dolomitmi a kremencami. V južnej časti revíru vystupujú spodnokriedové vápence križňanského príkrovu (Koděra et al., 1986-1990; Galváněk et al., 1998; Polák et al., 2003; Zahradníková, 2007).

Medená, vulkano-sedimentárna mineralizácia (Ebner et al., 2004) vystupuje v 1,5 km širokom a v 4 km dlhom pruhu severo-južného smeru, situovanému medzi Panským dielom a obcou Staré Hory. V JZ časti rudného revíru vystupujú v permských drobových pieskovcoch žily a šošovky sideritovej formácie s chalkopyritom (Jeleň et al., 2010). Severne od Španej Doliny je opustené ložisko Richtárová, výskyt Cu-rúd na Haliari a pri Jelenci (Koděra et al., 1990).

Zrudnenie bolo pravdepodobne mobilizované granitoidným magmatickým procesom alpínskeho veku (Ebner et al., 2004). Pri vzniku rudnej mineralizácie možno rozlíšiť tri štádiá: 1. kremenno-sideritové s pyritom, 2. medeno-sulfidické s chalkopyritom, tetradritom a ďalšími sulfidickými minerálmi a 3. baritovo-sulfidické (Bakos et al., 2004). Rudy majú masívny, brekciovitý, kokardovitý a lokálne aj impregnačný charakter (Slavík, 1967).

3.2 Cu-ložiská Ľubietová – Podlipa a Reiner

Okolie Ľubietovej (obr. 1) patrí k historicky významným stredoslovenským medenorudným, resp. Cu-Fe revírom. Tento revír v severovýchodnej časti Slovenského stredohoria, zahrňujúceho severnú časť neovulkanitov masívu Poľany a severnú časť pohoria Čierťaž (Veporské vrchy) a je situovaný v rozšírenom údolí potoka Hutná. Reliéf územia je v dôsledku tektonickej činnosti, vulkanizmu, erózie a sedimentácie značne členitý (Ebner et al., 2004; Jeleň et al., 2010).

V okolí Ľubietovej možno rozlíšiť niekoľko ložísk. Na východnom konci obce sa nachádzajú dva polygóny banských odvalov, ktoré vznikli po ťažbe rúd na Cu-ložiskách Reiner a Podlipa. Niekoľko kilometrov východne od obce je Fe-ložisko Jamešná a v údolí Pekla veľké Cu-ložisko

Svätodušná. Najvzdialenejším ložiskom od obce je 5 km vzdialené Cu-ložisko Kolba, kde sa okrem Cu a Fe zrudnenia výraznejšie uplatňuje aj Co-, Ag- a Ni-mineralizácia (gersdorffit – NiAsS, kobaltit - CoAsS a ďalšie sulfidy; Bergfest, 1951; Koděra et al., 1986 – 1990). Náš záujem sa upriamil predovšetkým na odvaly Podlipa a Reiner, pretože je najbližšie k obci a predstavuje teda aj najväčšie environmentálne riziko.

Geologická stavba územia a ložisková situácia

Cu-ložiská Podlipa a Reiner sú vyvinuté v prostredí drobových a arkózových bridlíc a zlepcov v blízkosti styku s granitoidnými porfýrmi terigénneho permu (Polák et al., 2003). Intenzívna ťažba sa viaže na 15. a 16. storočí a vyvrcholila v 17. a 18. storočí. K jej ukončeniu došlo podľa Ilavského et al. (1994), avšak posledná baňa bola zatvorená až počas prvej svetovej vojny. Na ložisku sa vytťažilo asi 25 tisíc ton medi a zásoby sa odhadujú na ďalších 25 tisíc ton (Bergfest, 1951).

Medenorudné zrudnenie na vzdialenejších ložiskách Svätodušná a Kolba vystupuje v diaforitických migmatitoch, vo fylitických svoroch, na ich styku s permskými žulovými porfýrmi (Bergfest, 1951; Bláha, 1979). V okolí v triasových dolomitoch sa vyskytuje aj niekoľko ďalších opustených železorudných dobývok (Koděra et al., 1990; Hvožd'ara, 1971).

3.3 GIS – geografický informačný systém

Všeobecne možno GIS definovať ako informačný systém, ktorý pracuje s geografickými informáciami. Podľa Burroughsova (1986) ponímania predstavuje GIS súbor rôznych prostriedkov pre zber, ukladanie, vyhľadávanie, transformáciu, analyzovanie a zobrazovanie priestorových údajov reálneho sveta podľa: a) ich pozície vzhľadom k definovanému súradnicovému systému, b) podľa ich atribútových vlastností, c) podľa ich priestorových vzťahov k iným objektom a d) podľa ich topológie.

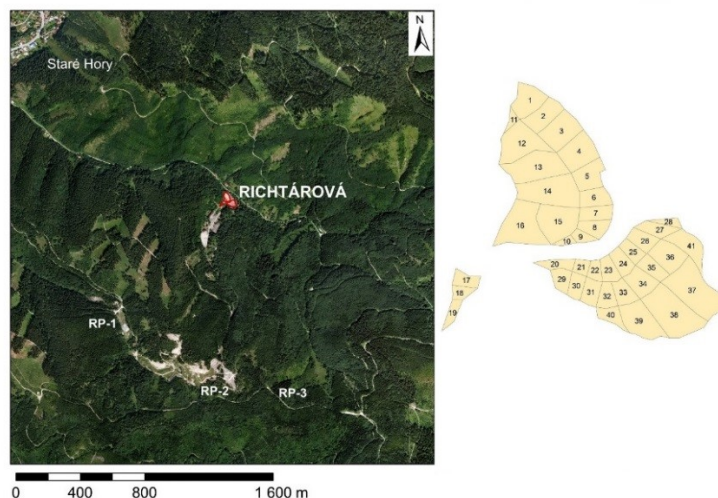
4 METODIKA PRÁCE

4.1 Odber vzoriek

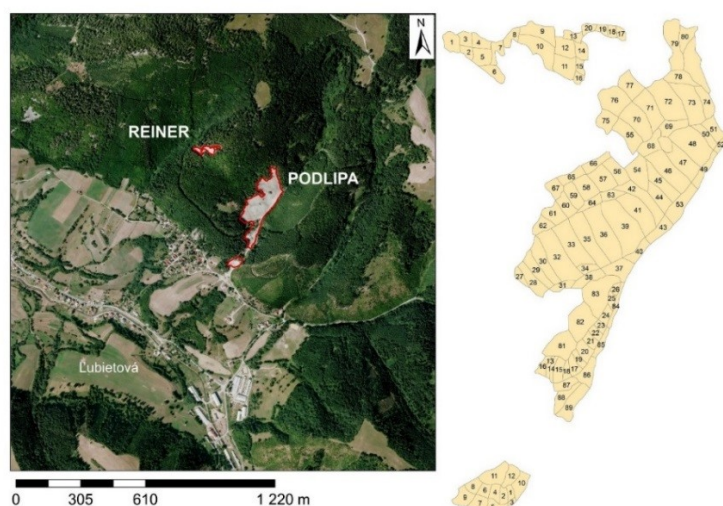
Odvaly Richtárová a Podlipa boli ovzorkované v štvorcovej sieti 10 x 10 m (obr. 2, 3). Z každej takejto plochy sa odobralo 9 vzoriek sedimentu alebo pôdy o hmotnosti cca 1 000 g. Okrem toho sa na obidvoch ložiskách odobrali aj vzorky z referenčnej plochy, ktorá sa zvolila mimo zrudnených polôh s rovnakým horninovým substrátom ako majú banské odvaly. Vzorky sa odoberali do hĺbky 50 cm pomocou sita s okom o rozmeroch 1 cm². Táto veľkosť zrna sa zvolila preto, lebo väčšie úlomky horniny či rudniny majú malý reakčný povrch a z hľadiska zvetrávania a tým spôsobeného uvoľňovania ťažkých kovov do krajiny len nepatrne ovplyvňujú svoje okolie a v dôsledku toho nepredstavujú z krátkodobého hľadiska výraznejšie riziko. Následne sa z 9 vzoriek vytvorila jedna vzorka, ktorá sa zhomogenizovala a rozkvartovala tak, aby hmotnosť výslednej vzorky bola približne 1 000 g.

Medzi mimoriadne dôležité vlastnosti pôdy z hľadiska mobility prvkov patrí pôdna reakcia (charakterizovaná hodnotami pH/Eh), ktorá sa používa na indikáciu acidobázických reakcií. Aktívna pôdna reakcia pH_{H2O} je definovaná oxóniovými kationmi a hydroxidovými aniónmi, ktoré sú prítomné v pôdnom roztoku. Stanovila sa v suspenzii 1 dielu zeminy/sedimentu v 2,5 dieloch destilovanej H₂O terénym pH metrom WTW Multi 3420 s kombinovanou redox-elektrodou SenTix ORP s referenčným systémom Ag/AgCl, ktorý obsahuje elektrolyt 3 M KCl. Výmenná pôdna reakcia pH_{KCl} je okrem voľných H⁺ a OH⁻ iónov definovaná aj obsahom H⁺ a Al³⁺ iónov adsorbovaných pôdnym koloidným komplexom, ktoré sa uvoľňujú do pôdného roztoku v dôsledku pôsobenia hydrolyticky neutrálnych solí, ako sú napríklad NaCl, KCl a CaCl₂. Výmenná pôdna reakcia (hodnoty pH_{KCl}/Eh_{KCl}) sa stanovila v 1M roztoku KCl zo suspenzie 1 dielu zeminy/sedimentu v 2,5 dieloch 1M

KCl podľa metodiky Acid Mine Drainage Prediction EPA530-R-94-036 , ktorú publikovali Sobek et al. (1978), VanReeuwijk (1995) a Lintnerová a Majerčík (2005).

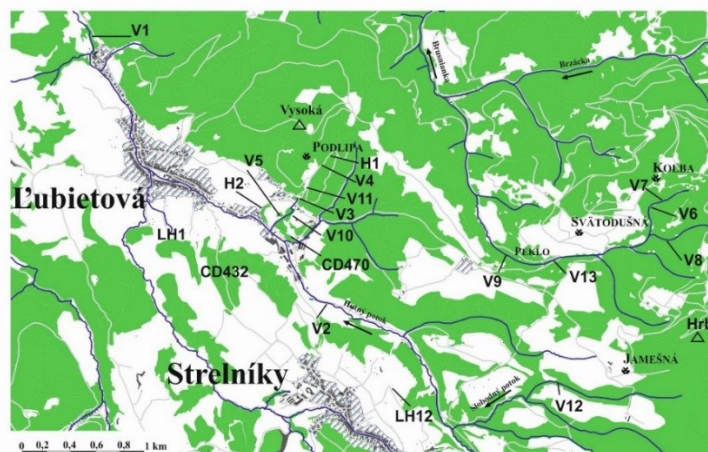


Obr. 2 Lokalizácia vzoriek pôdy/technogénnych sedimentov banských odvalov na lokalite Staré Hory – Richtárova; RP-1 až RP-3 sú vzorky vody z Richtárovského potoka



Obr. 3 Lokalizácia vzoriek pôdy/technogénnych sedimentov banských odvalov na lokalite Ľubietová – Podlipa

Vzorky povrchovej vody sa z banských výtokov, studní a povrchových tokov v študovaných regiónoch sa odobrali v daždivom (v marci) i v suchom období (v júli) roku 2015 (obr. 4). Doplnili sa o vzorky vody z referenčných plôch, ktoré nie sú kontaminované ťažkými kovmi. Objem odobratej vzorky bude 1 000 ml a v PET fľaši bol konzervovaný prídavkom 10 ml HCl. Vo vode sa v teréne zmerala teplota a stanovila sa hodnoty pH/Eh tým istým pH metrom, ktorým sa stanovovalo pH a Eh v pôde (terénnym pH metrom WTW Multi 3420 s kombinovanou redox-elektrodou SenTix ORP s referenčným systémom Ag/AgCl, ktorý obsahuje elektrolyt 3 M KCl).



Obr. 4 Odberové miesta podzemnej a povrchovej vody v oblasti odvalov Podlipa a Reiner

4.2 Analytické spracovanie vzoriek

10 g z každej vzorky pôdy/sedimentu sa vysušilo, spulverizovalo na analytickú jemnosť a odoslalo na analýzu do laboratórií ACME Laboratory Vancouver, Kanada. Tu sa navážka 0,2 g vzorky roztavila s tetraborátom a metaborátom Li a rozpustila v HNO_3 . Potom sa obsah vybraných ťažkých kovov (Ca, Na, K, P, Mg, Ti, Al, S, Cd, Bi, Co, Ni, As, Sb, Mn, Mo, Rb, Sr, Hf, V, Ba, Li, La, Cr, W, Zr, Ce, Sn, Y, Nb, Ta, Be, Sc, U, Th, Au, Ag, Fe, Pb, Zn a Cu) stanovil ICP-MS analýzou.

Vzorky podzemnej (vrátane banskej) vody a povrchovej vody sa analyzovali atómovou absorpčnou spektrometrickou analýzou vo Výskumnom ústave vodného hospodárstva v Bratislave.

Modelovanie distribúcie

Pri tvorbe máp distribúcie jednotlivých ťažkých kovov sa použila metóda inverznej váženej vzdialenosti (Inverse Distance Weighting — IDW), ktorá umožňuje priestorovú interpoláciu nameraných dát (Zheng, 2006, Parveen et al., 2012; Kaňuk, 2015)

Výpočet korelácie dvojíc ťažkých kovov

Aby bolo možné zistiť vzájomný vzťah jednotlivých ťažkých kovov v pôde/technogénnych sedimentoch, podmienený tak vzájomným vystupovaním v rudách a primárnom banskom materiáli (v okolných horninách), ako aj ich migračnými schopnosťami, kontrolovanými predovšetkým rozpustnosťou, pH, Eh, sorpčnými vlastnosťami (Kumpiene et al., 2008, Xu et al., 2017), činnosťou baktérií (Uroz et al., 2009), schopnosťou tvoriť sekundárne minerály atď.), vypočítali sa korelačné závislosti jednotlivých dvojíc ťažkých kovov podľa metodiky Spearman (1904).

4.3 GIS analýzy

Na základe laboratórnych výsledkov analýzy pôdy/sedimentov a vody boli na základe bodovej siete vygenerované mapy kontaminácie krajiny ťažkými kovmi. Takto získané mapové súbory boli pre potreby ďalšieho spracovania rastrované (pri predpokladanej veľkosti bunky rastra 0,5 x 0,5 m).

Modelovanie erózneho procesu

Wischmeier a Smith (1965) vyvinuli základnú metódu hodnotenia intenzity erózneho procesu rovnicu USLE (*Universal Soil Loss Equation*). Pomocou univerzálnej rovnice straty pôd - RUSLE (*Revised Universal Soil Loss Equation*; Kubínsky, 2013) sa priemerná ročná strata pôdy A dá vypočítať súčinom nasledujúcich faktorov:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \text{ [t.ha}^{-1}\text{.rok}^{-1}\text{]}$$

kde: A – priemerná ročná strata pôdy v t.ha⁻¹.rok⁻¹

R – faktor erózneho účinnosti dažďa v MJ.ha⁻¹.cm.H⁻¹

K – faktor erodovateľnosti (náchylnosti pôdy na eróziu) v t.ha⁻¹.rok⁻¹

L – faktor dĺžky svahu

S – faktor sklonu svahu

C – faktor ochranného vplyvu vegetačného pokryvu

P – faktor vyjadrujúci vplyv účinnosti protieróznych opatrení

Výpočet LS faktoru – (faktory dĺžky a sklonu svahu)

L a S faktory sa zvyčajne počítajú spolu ako súčin dĺžky a sklonu svahu. Pre ich automatický výpočet možno použiť softvér LsConverter. Ako vstupné dáta potrebujeme použiť vrstvu pozemkov a DEM (digitálny model reliéfu).

Výpočet K faktoru – (faktor erodovateľnosti pôdy)

Tento faktor predstavuje náchylnosť pôdy k erózii počítaný v t.ha⁻¹ (odnos pôdneho materiálu na jednotku faktora R). Závisí od pôdneho typu, zrnitosti, pórovitosti, množstva organickej zložky v pôde a iných vlastností. Málo priepustné pôdy s vyšším obsahom ílu dosahujú nižšie hodnoty K (cca 0,05-0,15). Pri pôdach s väčšou infiltračnou schopnosťou stupňom infiltrácie a nižším odtokom, ako sú piesočné pôdy je faktor K väčší ako u ílovitých pôdach (cca 0,05-0,2). Pri pôdach najviac náchylných na eróziu s vysokým obsahom bahna zvyčajne dosahujú hodnotu faktoru väčšiu ako 0,4.

Výpočet R faktoru – (faktor erózneho účinnosti dažďa)

Erózna účinnosť dažďa sa najviac prejavuje na začiatku zrážok, pokiaľ sa ešte nestihla urobiť vrstva povrchovo odtekajúcej vody. Faktor erózneho účinnosti dažďa $R = (E/100) \times I_{30}$

kde: R - faktor erózneho účinnosti dažďa (MJ.ha⁻¹.cm.h⁻¹)

E - kinetická energia dažďa (J.m⁻²)

I₃₀ - maximálna ½ hodinová intenzita dažďa (cm.ha⁻¹)

Celkovú kinetickú energiu dažďa môžeme vypočítať pomocou vzťahu:

$$E = (206 + 87 \log i) \times H_s$$

kde: H_s - úhrn zrážok (cm)

I - intenzita zrážok

Vrstva zrážkomerných staníc bola vytvorená z podkladov SHMÚ. Túto vrstvu je možné vytvoriť aj pomocou klasifikácie podľa Quitta, 1971, tak, že do vrstvy zrážkomerných staníc je potrebné pridať hodnoty priemerných ročných úhrnov zrážok a faktoru R: $R = 0,058 \times H + 10,5$.

kde: H – priemerné ročné úhrny zrážok.

Výpočet C faktoru – (faktor ochranného vplyvu vegetačného pokryvu)

Vegetácia má značný vplyv pri ochrane pôdy proti účinku dažďových kvapiek. Pre výpočet sa používa vrstva krajinného pokryvu (klasifikácia podľa CORINE).

Výpočet P faktoru – (faktor protieróznych opatrení)

Faktor P je definovaný pomerom zisteného splavu na ploche, kde boli použité protierózne opatrenia a splavu na pozemku bez týchto opatrení. Faktor P môže nadobúdať hodnoty od 0,2 do 1, pričom 1 znamená, že na pozemku neboli vykonané žiadne protierózne opatrenia. Pretože na území sa nenachádzajú žiadne protierózne opatrenia, faktor P nebol zohľadnený (resp. P=1).

Po vypočítaní všetkých faktorov sa pre ich sumarizáciu použila rovnica RUSLE:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P$$

Pomocou nástroja raster calculator sa vynásobili jednotlivé vrstvy na princípe mapovej algebry (súčin vrstiev- erózia). Spracované výsledky sú vizualizované na portáli Štátnej ochrany prírody www.igportal.biomonitoring.sk.

5 VÝSLEDKY

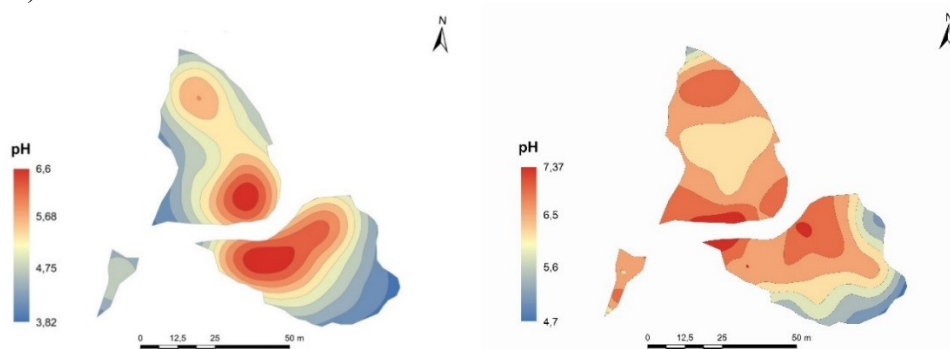
5.1 Staré Hory

Prvá časť výskumu je zameraná na Cu-ložisko Staré Hory, na ktorom sa študoval odval Richtárová, pod ktorým preteká Richtárovský horský potok. Odvaly sú situované v blízkosti šachty Terézia.

5.1.1 Pôdna reakcia a redukčný potenciál materiálu banských odvalov

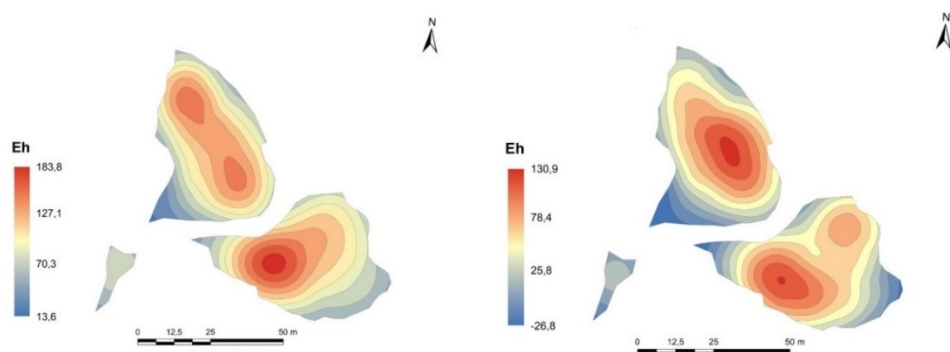
Vizualizácia hodnôt pH/Eh a chemické zloženie pôdy a technogénnych sedimentov na banskom odvale Richtárová je zobrazená na obr. 5 a 6.

Najacidnejšie podmienky sú na úpätí odvalov (obr. 5). Najvyššie hodnoty Eh ($Eh_{(H_2O)} = 183,8$ a $Eh_{(KCl)} = 130,9$) a teda aj najoxidačnejšie podmienky sa podľa očakávania preukázali na plošinách tvoriacich vrcholové partie odvalov a najnižšie ($Eh_{(H_2O)} = 13,6$ a $Eh_{(KCl)} = -26,8$) na ich úpätí (obr. 6).



Obr. 5 Vizualizácia hodnôt $pH_{(H_2O)}$ a $pH_{(KCl)}$ na odvale Richtárová (Staré Hory)

Hodnoty $pH_{(H_2O)}$ na odvale Richtárová kolíšu v rozmedzí hodnôt 3,82 až 6,6 (v priemere 5,26) a hodnoty výmenného $pH_{(KCl)}$ 4,7 až 7,37 (v priemere 6,25).



Obr. 6 Vizualizácia hodnôt $Eh_{(H_2O)}$ a $Eh_{(KCl)}$ na odvale Richtárová (Staré Hory)

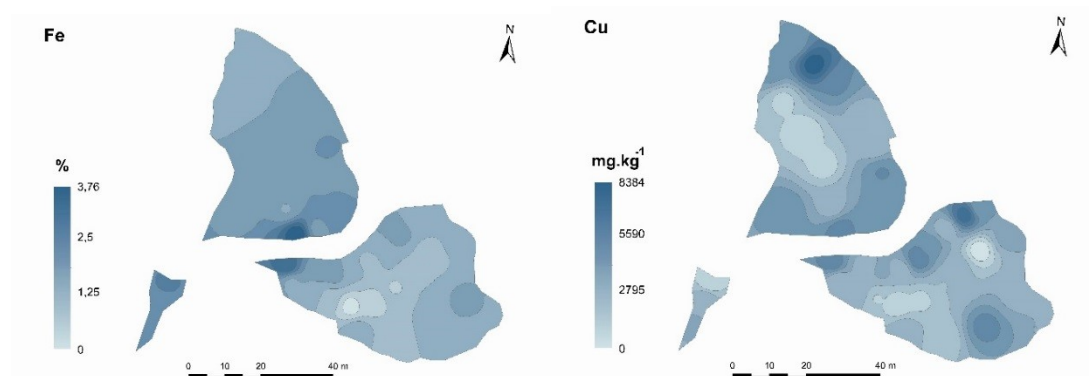
5.1.2 Distribúcia ťažkých kovov v pôde a v technogénnych sedimentoch

Obsahy ťažkých kovov v materiáli odvalu Richtárová klesajú v poradí (uvedené podľa priemerných hodnôt obsahov): $Fe > Cu > Sb > As > Mn > Zn > Bi > Ni > Co > Pb > Ag > Th > U > Cd$.

Obsahy Fe v pôde kolíšu od 0,91 do 3,76 % (v priemere 2,14 %). Železo pochádza hlavne zo sulfidických minerálov, ale uvoľňuje sa aj pri zvetrávaní horninového materiálu. Keďže odvaly nevznikli v blízkosti šachty Terézia ale boli sem privážané, nemožno

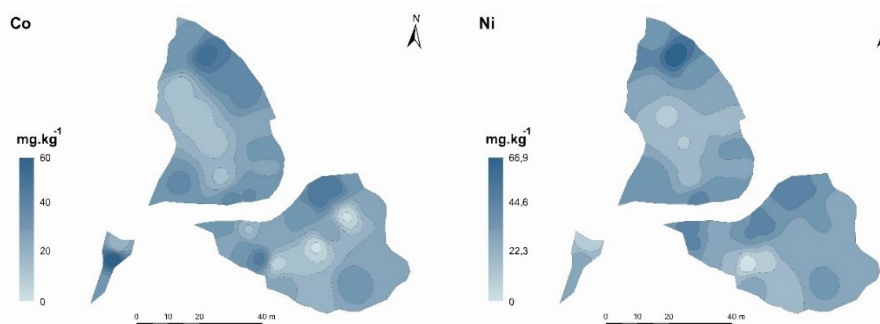
koncentraciu jednotlivých prvkov priamo odvodzovať od blízkosti banských diel. Najvyšší stupeň korelácie Fe s niektorým z ďalších kovov sa potvrdil pre dvojicu Fe/Mn (korelačný koeficient $r = 0,896$). Tento je daný geochemickou príbuznosťou uvedených prvkov, o čosi menej významný stupeň korelácie Fe sa zistil aj voči Zn ($r = 0,661$). Nižšie, čo do hodnoty korelačného koeficienta značne podobné, stupne korelácie sa preukázali aj pre dvojice prvkov: Fe/Ag ($r = 0,478$), Fe/U ($r = 0,470$), Fe/Cu a Fe/Co ($r = 0,459$), ako aj pre dvojicu Fe/Cd ($r = 0,425$).

Obsahy Cu v pôde kolíšu od 1 099 po 8 384 mg.kg^{-1} . Hlavným zdrojom Cu je chalkopyrit a tetraedrit. Priemerný obsah Cu v materiáli odvalov je 4 154,7 mg.kg^{-1} . Obsahy Cu korelujú najvýraznejšie s Ag ($r = 0,817$), Ni ($r = 0,810$) a Co ($r = 0,728$). Takáto korelácia je daná ich podobnou geochemickou charakteristikou. Med' vykazuje vysoký stupeň korelačnej závislosti najmä s Ag a Ni ($r = 0,817$ a $0,810$). Podobne vysoká korelácia Cu sa preukázala aj voči Co, Bi, As a Cd ($r = 0,728$; $0,709$; $0,705$ a $0,703$). Priestorová distribúcia Fe a Cu je zobrazená na obr. 7 a distribúcia Co a Ni na obr. 8.



Obr. 7 Distribúcia Fe a Cu na odvaloch Staré Hory – Richtárová

Zdrojom As a Sb je hlavne tetraedrit. Obsahy As kolíšu od 307 po 873 mg.kg^{-1} (v priemere 636,4 mg.kg^{-1}) a obsahy Sb od 671 po 1 848 mg.kg^{-1} (v priemere 1 375,6 mg.kg^{-1}). Tretím najviac zastúpeným kovovým prvkom (polokovom) je Sb. Antimón nevykazuje významnejší stupeň korelácie so žiadnym z kovových prvkov. Najvyššia zistená korelácia Sb sa zistila voči As (korelačný koeficient $r = 0,570$) a Bi ($r = 0,460$).

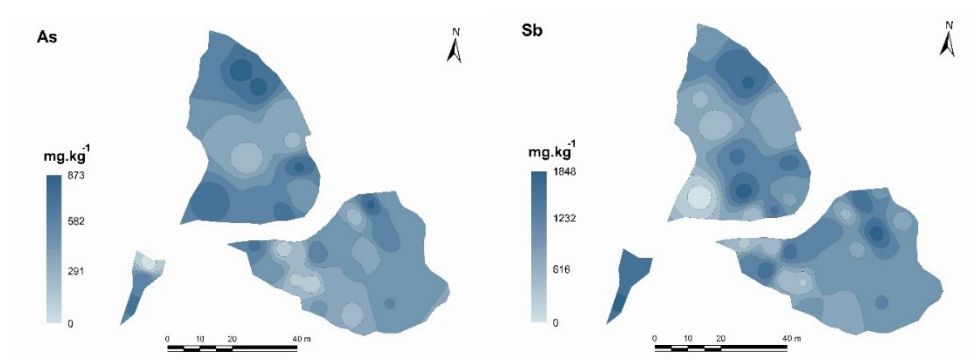


Obr. 8 Distribúcia Co a Ni na odvaloch Staré Hory - Richtárová

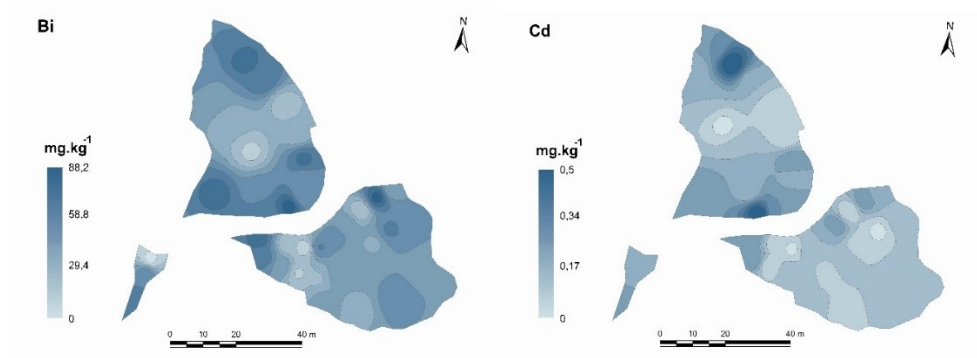
Obsahy As v pôde sú omnoho nižšie ako obsahy Sb. Kolíšu v diapazóne hodnôt 4 – 1 848 mg.kg^{-1} (v priemere 629,9 mg.kg^{-1}). Arzén pochádza hlavne z tetraedritu a z prímiesi v početných sulfidických mineráloch. Antimón vykazuje najvyšší stupeň korelácie s Bi ($r = 0,961$) a Ag ($r = 0,867$). Pomerne vysoký stupeň korelačnej závislosti sa potvrdil aj pre dvojice

As/Cd ($r = 0,581$) As/Sb ($r = 0,570$). Významnejšie stupne korelácie sú dané geochemickou príbuznosťou uvedených prvkov. Priestorová distribúcia As a Sb je zobrazená na obr. 9, distribúcia Bi a Cd na obr. 10 a distribúcia Ni a Co na obr. 8.

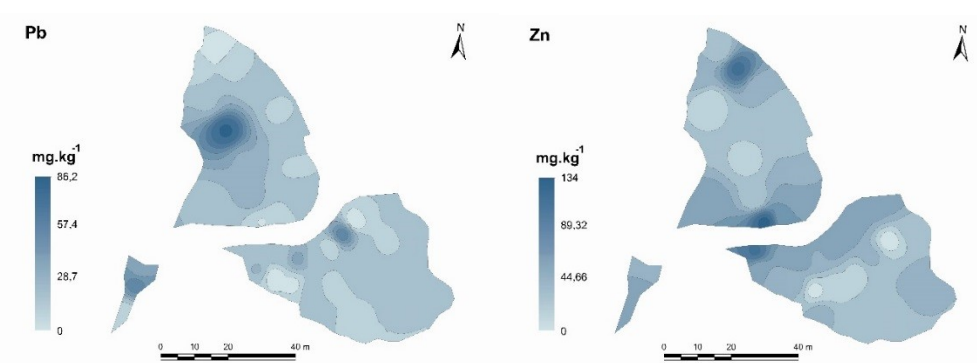
Podobná geochemická charakteristika prvkov spôsobuje aj vysoký stupeň korelácie Cd/Bi ($r = 0,630$), Cd/Ag ($r = 0,685$) a Bi/Ag ($r = 0,914$). Distribúcia Cd, Bi, je zobrazená na obr. 10. Koncentrácie Pb v pôde a technogénnych sedimentoch sú pomerne nízke. Pohybujú sa od 9,9 po 86,2 mg.kg⁻¹ (v priemere 30,43 mg.kg⁻¹). Olovo tvorí hlavne prímes v mineráloch tetraedrit-tennantitového radu. S väčšinou prvkov má zápornú priestorovú koreláciu. Je to pravdepodobné spôsobené jeho mimoriadne nízkou schopnosťou mobility, podobne ako u Th, s ktorým má (na rozdiel od U) síce veľmi nízky, avšak stále ešte pozitívny stupeň korelácie ($r = 0,321$). Mimoriadne mobilný Zn preukazuje najvyšší stupeň korelácie s geochemicky príbuznou skupinou prvkov: Cu ($r = 0,720$), Cd ($r = 0,683$), Ni ($r = 0,667$), Ag ($r = 0,626$) a Co ($r = 0,621$). Distribúcia Pb a Th je zobrazená na obr. 11 a 12.



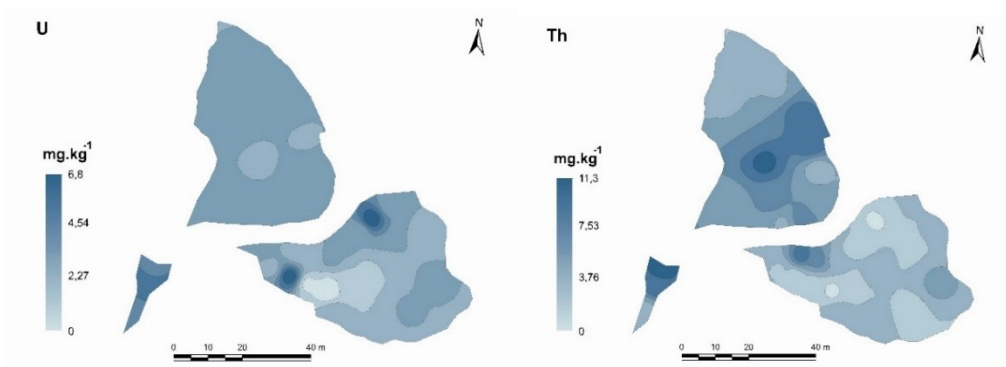
Obr. 9 Distribúcia As a Sb na odvaloch Staré Hory – Richtárová



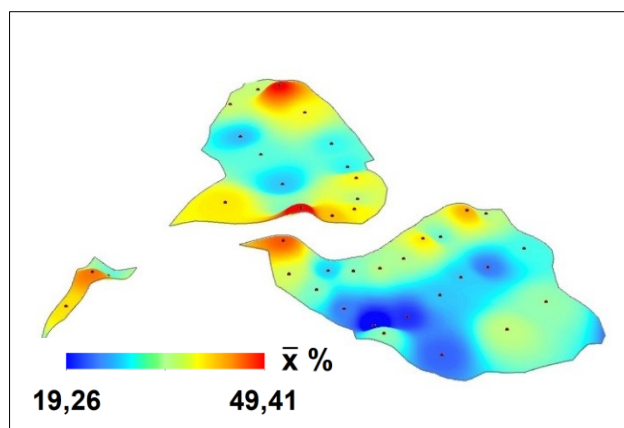
Obr. 10 Distribúcia Bi a Cd na odvaloch Staré Hory – Richtárová



Obr. 11 Distribúcia Pb, Zn na odvaloch Staré Hory – Richtárová



Obr. 12 Distribúcia U, Th na odvaloch Staré Hory - Richtárová



Obr. 13 Kumulatívna kontaminácia študovaných ťažkých kovov na poli odvalov Richtárová

Obsahy Zn kolíšu od 19 po 134 mg.kg^{-1} (v priemere 60,9 mg.kg^{-1}). Zinok vykazuje najvyšší stupeň korelácie s Cu a Cd ($r = 0,721$ a $0,683$). Podobne významná je aj korelácia Zn/Ni. Zn/Ag a Zn/Co ($r = 0,667$, $0,625$ a $0,620$). Distribúcia Zn je zobrazená na obr. 11. Kobalt a nikel nie sú pre lokalitu Richtárová typickými kovovými prvkami. Ich obsahy kolíšu u Co od 10,2 po 60 mg.kg^{-1} (v priemere 32,3 mg.kg^{-1}) a u Ni od 15,4 po 66,9 mg.kg^{-1} (v priemere 39,9 mg.kg^{-1}). Distribúcia Ni a Co je zobrazená na obr. 8.

Obsahy U sú pomerne konštantné. Kolíšu okolo 4 mg.kg^{-1} . Obsahy Th sú nepatrne vyššie a vyznačujú sa väčšou variabilitou. Kolíšu v rozmedzí hodnôt 5,7 až 11,3 mg.kg^{-1} (v priemere 8 mg.kg^{-1}). Zaujímavý je záporná korelácia U/Th ($r = -0,074$). Je zrejme spôsobená odlišnou migračnou schopnosťou U^{6+} a Th^{4+} (U^{6+} je podstatne mobilnejšie ako Th^{4+}). Tórium nekoreluje významnejšie so žiadnym prvkom. Voči Fe a Pb vykazuje tórium mimoriadne nízky korelačný koeficient r (0,285 a 0,321) a voči ostatným prvkom vystupuje v negatívnej korelácii: Th/Cu ($r = -0,308$), Th/As ($r = -0,448$), Th/Ni ($r = -0,470$), Th/Zn ($r = -0,067$), Th/Cd ($r = -0,207$), Th/Co ($r = -0,248$), Th/Ag ($r = -0,449$). Zápornou koreláciou sa vyznačuje aj vzťah dvojice prvkov Mn/Sb ($r = 0,073$). Distribúcia U a Th je zobrazená na obr. 12.

Obr. 13, ktorý dokumentuje zobrazenie kumulatívnej kontaminácie študovaných ťažkých kovov v oblasti Richtárovej (Staré Hory). Vidieť, že najvyššia kumulácia sumy ťažkých kovov je v mieste znosu materiálu v blízkosti lesnej cesty, ktorá prechádza pomedzi jednotlivé časti poľa odvalov. Je to zrejme dôsledok migrácie ťažkých kovov vo smere odtoku zrážkovej vody

5.1.3 Hydrológia v oblasti odvalov Staré Hory – Richtárová

Hydrologická sieť skúmaného územia v okolí odvalov Richtárová je prednostne kontrolovaná Richtárovským horským potokom pretekajúcim pod odvalom Richtárová a povodím

Starohorského potoka, pretekajúceho Starými Horami. Uvedené povrchové vodné toky neperkolujú priamo cez technogénne sedimenty odvalov, v dôsledku čoho nie sú mimoriadne kontaminované ťažkými kovmi, uvoľňovanými pri zvetrávaní primárnych a sekundárnych minerálov v hypergénnych podmienkach.

Hodnoty pH vzoriek v Richtárovskom potoku kolíšu v úzkom diapazóne hodnôt 6,3 – 7,2, pričom porovnanie rozdielov acidity v suchom a daždivom období nevykazuje veľké rozdiely (v období sucha je pH nepatrne nižšie). Hodnoty Eh sú prevažne pozitívne, avšak nízke (maximálne 13), čo indikuje málo oxický charakter vôd.

Obsahy ťažkých kovov vo vode sú bezprostredne pod odvalmi zvýšené (vzorka RP-2), avšak niekoľko stoviek metrov pod odvalmi pomerne rýchlo klesajú (vzorka RP-3). V suchom období sú koncentrácie jednotlivých kovov (s výnimkou Pb) nižšie ako v daždivom období, čo naznačuje, že v prípade, že sú odvaly perkolované dažďovou vodou, dochádza k intenzívnemu lúhovaniu sedimentov a migrácii kovov. Pri ich porovnaní s odporúčanými hodnotami uvedenými v Nariadení vlády SR č. 296/2005 Z. z. sa zistilo prekročenie limitných hodnôt len u prvkov: Cu ($20 \mu\text{g.L}^{-1}$) a As ($30 \mu\text{g.L}^{-1}$). Nemožno vylúčiť, že aj obsahy Sb prekračujú hodnoty vhodné pre zdravé životné prostredie, avšak odporúčaná hodnota obsahov Sb v povrchovej vode v uvedenej zbierke zákonov nie je k dispozícii.

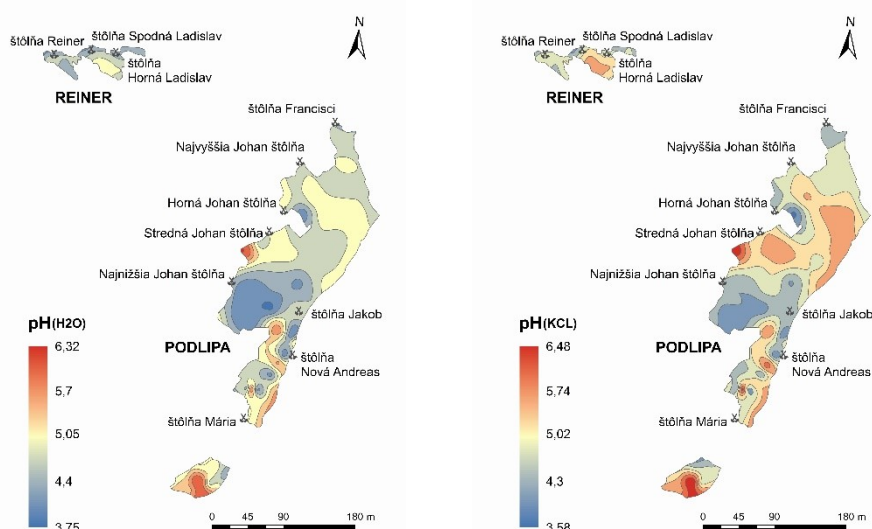
5.2 Ľubietová

Druhá časť výskumu je zameraná na ložisko Ľubietová, na ktorom sa študovali dva odvaly: Podlipa a Reiner.

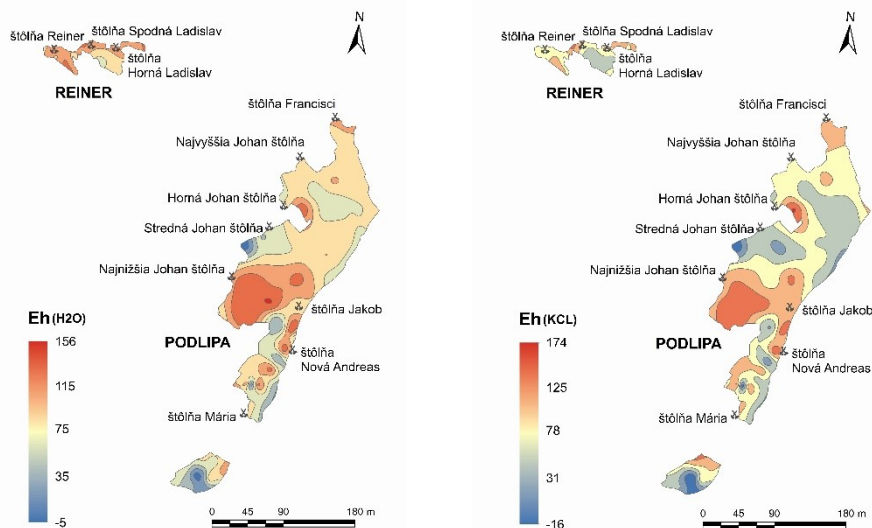
5.2.1 Pôdna reakcia a redukčný potenciál materiálu banských odvalov

Vizualizácia hodnôt pH/Eh a chemické zloženie pôdy a technogénnych sedimentov na banských odvaloch Ľubietová Podlipa a Reiner je zobrazená na obr. 14 a 15.

Hodnoty $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ na odvale Podlipa kolíšu v rozmedzí hodnôt 3,75 až 6,32 (v priemere 4,75) a hodnoty výmenného $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ 3,58 až 6,48 (v priemere 4,94) a na odvale Reiner v rozsahu od 4,08 do 6,11 ($\bar{x} = 4,76$) a od 4,10 do 6,18 ($\bar{x} = 4,94$). Najnižšie hodnoty pH a teda aj najvyšší stupeň acidity sa preukázal na plošinách a v ústí štôlní (obr. 14).



Obr. 14 Vizualizácia hodnôt $\text{pH}_{(\text{H}_2\text{O})}$ a $\text{pH}_{(\text{KCl})}$ na odvaloch Podlipa a Reiner



Obr. 15 Vizualizácia hodnôt $Eh_{(H_2O)}$ a $Eh_{(KCl)}$ na odvaloch Podlipa a Reiner

Hodnoty $Eh_{(H_2O)}$ na odvale Podlipa kolíšu v rozmedzí hodnôt -5 až 156 (v priemere 94) a hodnoty výmenného $Eh_{(KCl)}$ -16 až 174 ($\bar{x} = 85$) a na odvale Reiner v rozsahu od 4,08 do 6,11 ($\bar{x} = 98$) a od 4,10 do 6,18 ($\bar{x} = 86$). Najvyššie hodnoty Eh a teda aj najoxidačnejšie podmienky sa preukázali na plošinách a v okrajových oblastiach odvalov (obr. 15).

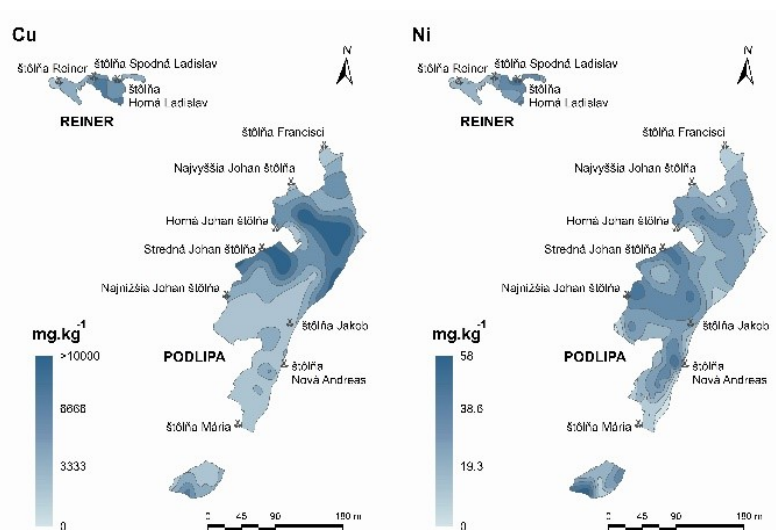
5.2.2 Distribúcia ťažkých kovov v pôde a v technogénnych sedimentech

Obsahy Cu a Ni kolíšu v rozmedzí Cu 425 – >10 000 $mg \cdot kg^{-1}$ a Ni 10 – 58 $mg \cdot kg^{-1}$. Ich najvyššie obsahy sa potvrdili v blízkosti ústia sústavy štôlní Johan (Horná Johan, Stredná Johan, Najnižšia Johan; obr. 16). Ako vidieť na vizualizácii distribúcie Cu a Ni (obr. 16) uvedené kovy migrovali od ústia štôlní vo smere gravitácie po svahu odvalov, takže na mapách ich distribúcie možno identifikovať pásma kontaminované vysokými obsahmi Cu- a Ni, ktoré vedú od štôlní až po údolnicu Zelenej doliny. Najnižšie obsahy Cu sa zistili v areáli štôlní Maria Empfängnis a Jacob (tzv. „Langitová štôlna“) a najnižšie koncentrácie Ni v blízkom okolí štôlnie Andreas (obr. 16). Matematické vyjadrenie vizuálne preukázanej zhody obsahov a migračných vlastností Cu a Ni v hypergénnych podmienkach odvalov nie je už natoľko jednoznačné. Spearmanov koeficient korelácie r má mimoriadne nízku hodnotu ($r = 0,176$). Vysoký stupeň korelácie Ni bol potvrdený len s As ($r = 0,724$).

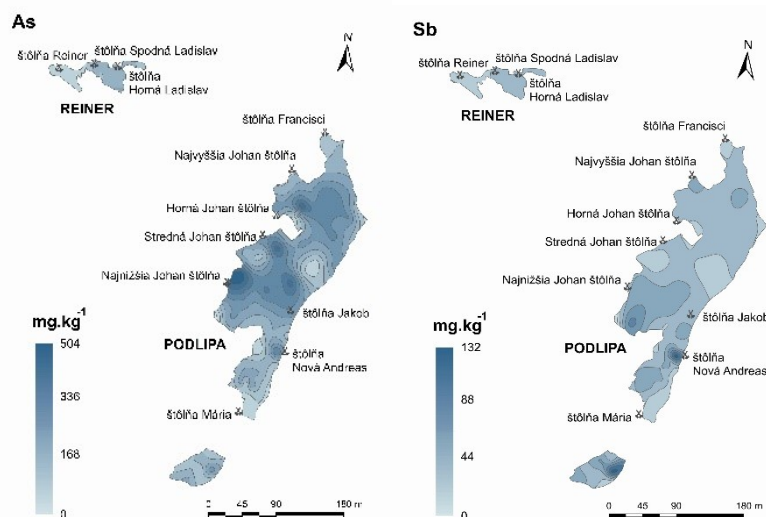
Na blízkych odvaloch Reiner kolíšu obsahy Cu v materiáli odvalov v rozmedzí 1 891 – 8 663 $mg \cdot kg^{-1}$ a Ni 25 – 53 $mg \cdot kg^{-1}$. Najvyššie obsahy sa zistili v ústí Hornej a Spodnej Ladislav štôlnie (obr. 16). V oblasti odvalu Reiner je (na rozdiel od lokality Podlipa) korelačný koeficient Cu/Ni relatívne vysoký ($r = 0,613$). Značne vysoký stupeň korelácie sa potvrdil aj medzi kovmi Cu a Co ($r = 0,870$) a Cu a Cd ($r = 0,812$). Distribúcia Cu na odvale Reiner vykazuje vysoký stupeň korelácie s distribúciou As ($r = 0,8155$) a o čosi menej výrazný stupeň aj s distribúciou Sb ($r = 0,660$). Hoci na Podlipe vykazuje Ni koreláciu výlučne s As, na odvale Reiner sa potvrdila nielen korelácia Ni s As ($r = 0,828$), ale aj s Ag ($r = 0,900$) a Sb ($r = 0,784$).

Obsahy Fe na odvale Podlipa sa pohybujú od 1,14 % po 3,48 %. Jeho najvyššie obsahy sa zistili okolo vyústenia banských diel, konkrétne v okolí sústavy štôlní Johan (obr. 18), pričom jeho distribúcia významnejšie koreluje iba s obsahmi Ni ($r = 0,635$).

V priestore banských diel Reiner sú železom najvýraznejšie kontaminované polygóny plošín v najvyšších úrovniach terénu odvalu (Fe = 1,34 % - 3,01 %; obr. 18). Najvyšší stupeň korelácie sa u Fe potvrdil s Sb ($r = 0,699$), Co ($r = 0,692$) a s Cd ($r = 0,688$).



Obr. 16 Distribúcia Cu a Ni na odvaloch Podlipa a Reiner

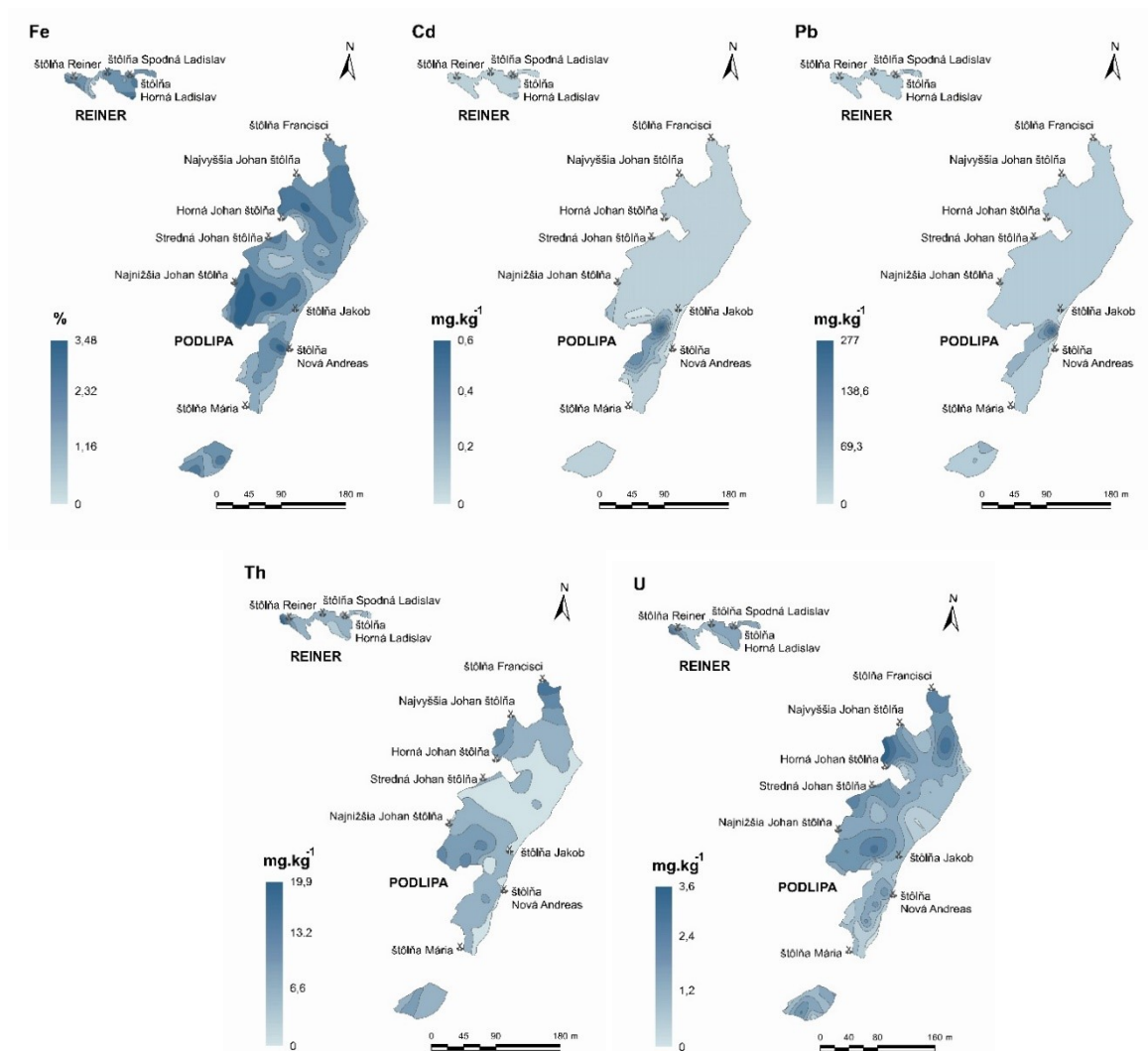


Obr. 17 Distribúcia Cu, Ni, As a Sb na odvaloch Podlipa a Reiner

Najvyššie obsahy Pb v pôde a technogénnych sedimentoch na Podlpe (276 mg.kg^{-1}) boli zistené na plošine, pokrytej zväčša krovinnou a stromovou vegetáciou v blízkosti takzvanej „Langitovej štôlne“, t.j. štôlne Jakob (obr. 18). Z hľadiska geochemických zákonitostí bolo možné očakávať najvyšší stupeň korelácie medzi Pb a Th, avšak v skutočnosti sa významnejší stupeň korelácie potvrdil len medzi prvkami Pb a Cd ($r = 0,884$).

Najvyšší obsah Pb v pôde a v technogénnych sedimentoch na odvale Reiner sa potvrdil na najvyššie položenej terase odvalu pri ústí banského diela Horná Ladislav ($9 - 39 \text{ mg.kg}^{-1}$; obr. 18). Prekvapivým zistením je, že korelácia medzi Pb a Th je (proti všetkým očakávaniam založeným na geochemickom vzťahu týchto prvkov) záporná ($r = -0,193$).

Kobalt a nikel sú kovy charakteristické hlavne pre zrudnenie na neďalekom rudnom poli Kolba, na ktorom sú pomerne hojne zastúpené Ni- a Co-minerály, ako napríklad gersdorffit – NiAsS , kobaltit – CoAsS a skutterudit – $(\text{Co,Ni,Fe})\text{As}_3$. V pôde a v technogénnych sedimentoch na odvale Podlipa sú ich obsahy relatívne nízke (maximálne obsahy Co = $6,5$ a Ni = $124,2 \text{ mg.kg}^{-1}$). Nepodstatný, značne nízky stupeň korelačnej závislosti vykazuje Co výlučne s Cu ($r = 0,437$), pretože aj geochemicky a mineralogicky pravdepodobná korelácia Co/Ni sa ukázala byť len nízkeho stupňa ($r = 0,437$).



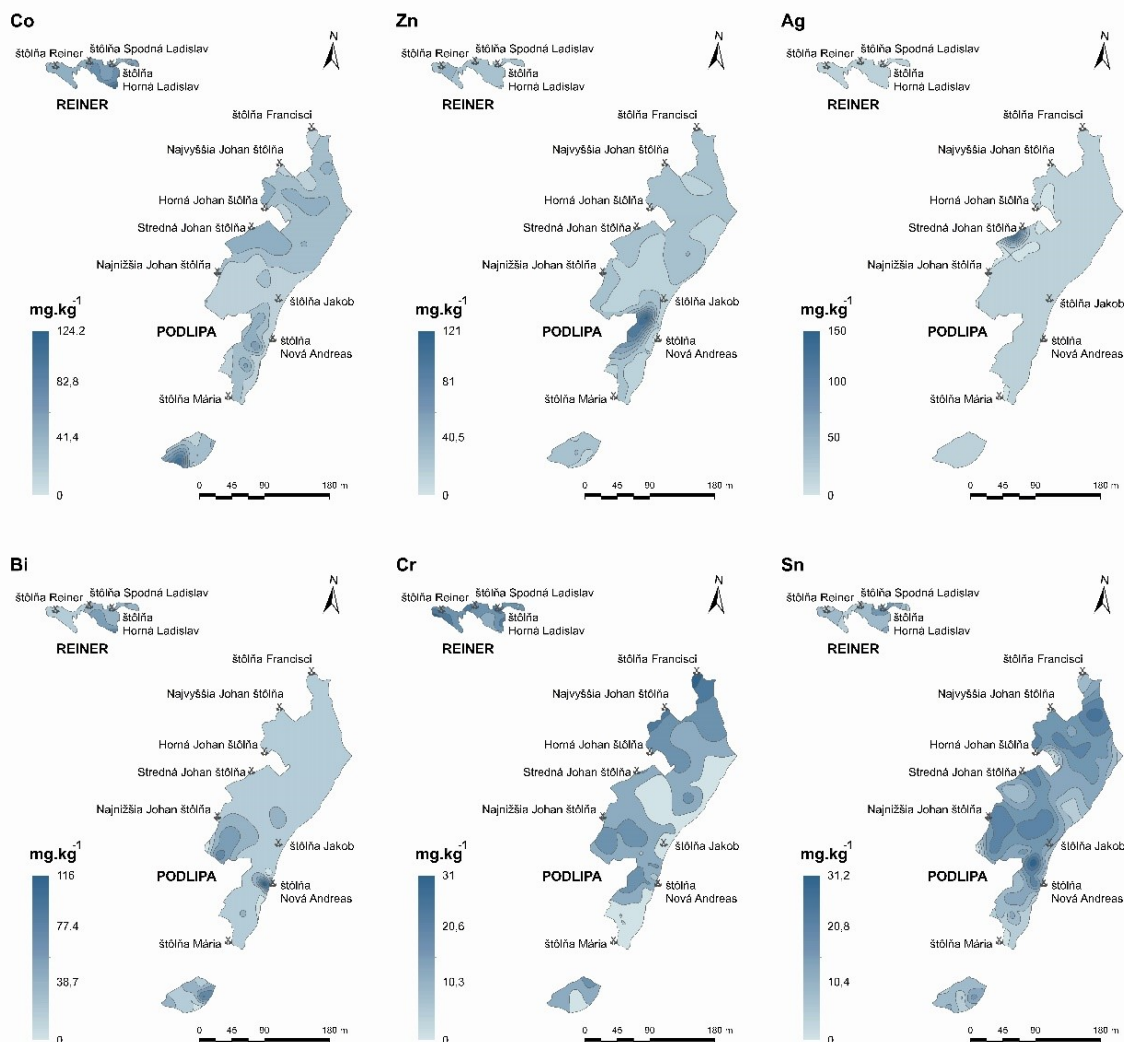
Obr. 18 Distribúcia Fe, Cd, Pb, Th a U na odvaloch Podlipa a Reiner

Priemerné obsahy Co sú na odvale Reiner o čosi vyššie (28,24 vs. 62,53 mg.kg⁻¹). Korelácia dvojice prvkov Co/Co je (v protiklade od situácie na odvale Podlipa) vysoká ($r = 0,812$). Podobne vysoký stupeň korelácie sa potvrdil aj pre dvojice prvkov Co/As ($r = 0,771$) a Co/Fe ($r = 0,692$). Naopak, korelácia Co/Ni, ktorá býva v prírodných podmienkach obvykle značne vysoká, je na odvale Reiner relatívne nízka ($r = 0,595$).

Vzhľadom na neprítomnosť Zn-minerálov sú obsahy Zn na obidvoch predmetných odvaloch nízke: Podlipa 9 – 30 mg.kg⁻¹; Reiner 18 do 35 mg.kg⁻¹ (obr. 19). Vykazujú relatívne vysoký stupeň tesnosti s Cd ($r = 0,874$ a $0,564$; obr. 18). Príčinou je geochemická príbuznosť Zn a Cd (Cd sa v prírode obvykle vyskytuje ako prímes Zn-minerálov, hlavne sfaleritu). V materiáli odvalu Podlipa vykazuje Zn vysokú korelačnú závislosť aj s Pb ($r = 0,884$). Koncentrácie Cd sú v porovnaní so Zn vo všeobecnosti nižšie. Na obidvoch študovaných odvaloch kolíše od <0,1 do 0,2 mg.kg⁻¹. Najvyššie koncentrácie Zn a Cd v pôde/technogénnych sedimentoch odvalu Podlipa sú v časti odvalu, ktorá je tvorená plošinou medzi banskými dielami Mária a Jakob (obr. 18, 19). Kým na polygóne rudného poľa Podlipa sa preukázalo, že Cd vykazuje výraznú korelačnú tesnosť s Pb ($r = 0,884$) a na rudnom poli Reiner možno pozorovať koreláciu Cd/Cu a Cd/Sb ($r = 0,870$ a $0,652$).

Obsahy As v polygóne odvalu Reiner sa pohybujú v rozmedzí hodnôt 22 až 192 mg.kg⁻¹ a obsahy Sb kolíšu od 6,8 do 36,4 mg.kg⁻¹. Stupeň korelačnej závislosti dvojice As/Sb je vysoký ($r = 0,949$) a relatívne významný je aj korelačný vzťah kovov Sb a Cd ($r = 0,652$).

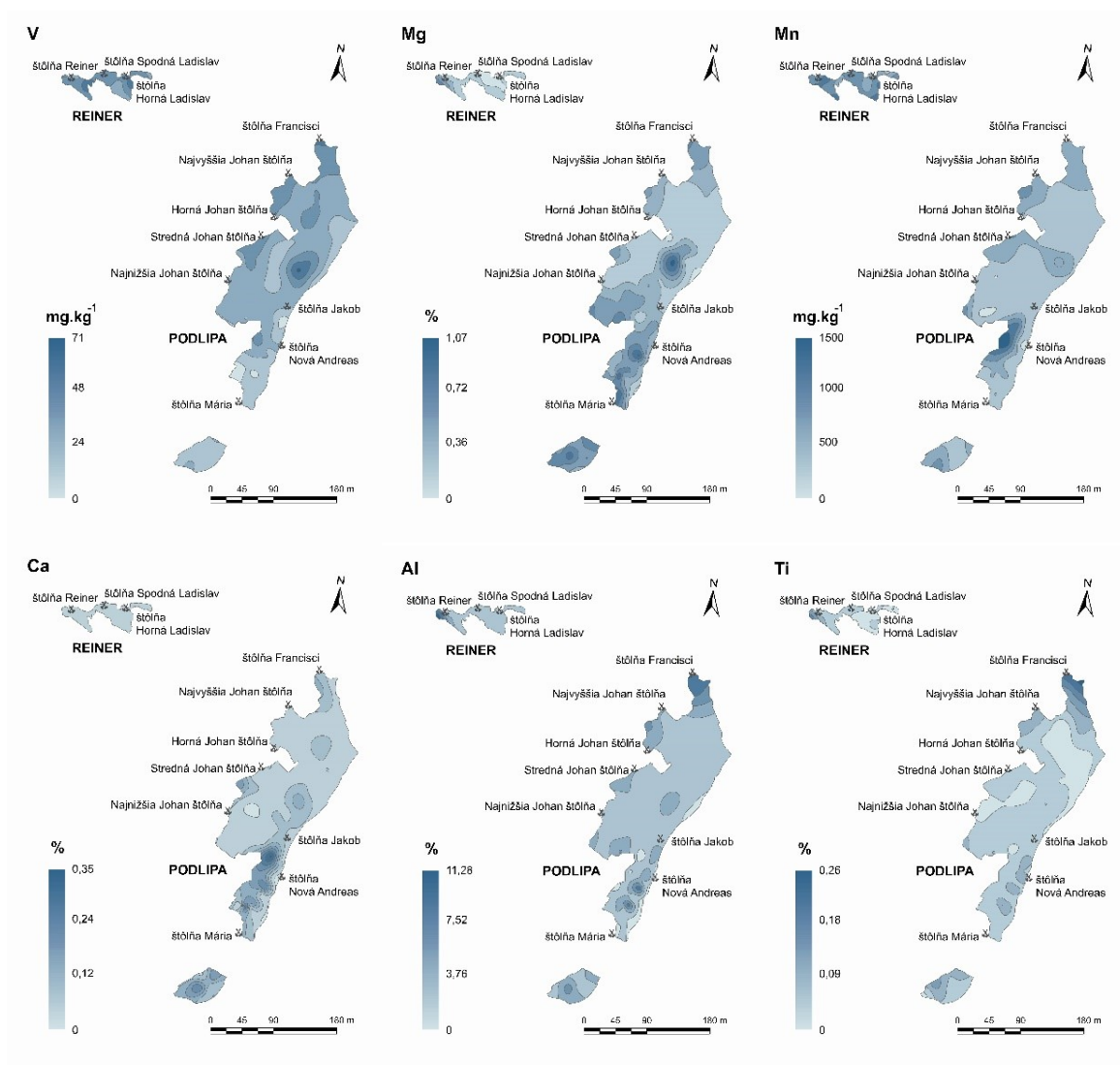
Obsahy Ag v pôde/technogénnych sedimentoch nie sú napriek výskytu Ag-nosného tetraedritu vysoké: v oblasti Podlipy 1 – 6,2 mg.kg⁻¹ a v polygóne odvalu Reiner 0,8 – 1,6 mg.kg⁻¹ (obr. 19). Striebro vykazuje na lokalite Reiner tesnú koreláciu s Ni ($r = 0,900$) a o čosi menej výrazný stupeň korelácie aj s As ($r = 0,664$). V priestore odvalu Podlipa nebola potvrdená žiadna korelácia medzi obsahmi Ag a niektorým ďalším ťažkým kovom. Distribúcia niektorých ďalších prvkov (Cr, Sn, Mg..) je zobrazená na obr. 19 a obr. 20.



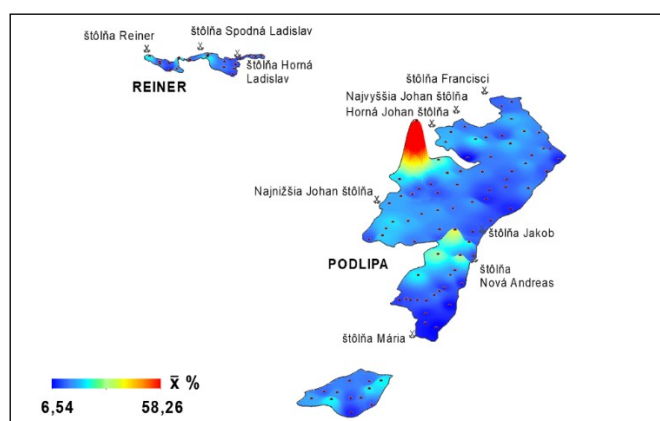
Obr. 19 Distribúcia Co, Zn, Ag, Bi, Cr a Sn na odvaloch Podlipa a Reiner

Obr. 21 prezentuje zobrazenie kumulatívnej kontaminácie študovaných ťažkých kovov v oblasti odvalov Podlipa. Vidieť, že najvyššia záťaž z hľadiska kontaminácie odvalov ťažkými kovmi je v oblasti ústia Strednej Johan štôlny a o čosi menej výrazná aj na odvaloch štôlny Mária Empfängnis.

Permské horninové komplexy v Ľubietovej, v ktorých vystupuje hydrotermálne (cementačné, žilné i dispergované) Cu-zrudnenie, sa vo všeobecnosti celosvetovo vyznačujú okrem med'onosnosti aj zvýšenými koncentraciami rádioaktívnych prvkov, konkrétne U a Th. Na lokalite Podlipa sa preukázalo, že koncentrácie U sú (často o jeden rád) nižšie (1,2 – 3,6 mg.kg⁻¹) voči obsahom Th (5 – 17,5 mg.kg⁻¹). Kým najvyššie obsahy U sa zistili pri vyústení Hornej Johan štôlny, najvyššie hodnoty obsahov Th boli namerané v pôde v okolí štôlny Francisci a na úbočí pod jej vyústením; obr. 18). Zvýšená koncentrácia Th sa potvrdila aj na svahu pod banským dielom Najnižšia Johan a v blízkosti bezmennej štôlny (obr. 18). Korelácia Th/U je relatívne nízka ($r = 0,586$).



Obr. 20 Distribúcia V, Mg, Mn, Ca, Al a Ti na odvaloch Podlipa a Reiner



Obr. 21 Zobrazenie kumulatívnej kontaminácie študovaných ťažkých kovov v oblasti odvalov Podlipa v Ľubietovej

Na polygóne odvalu Reiner sa potvrdila najvyššia koncentrácia Th ($19,9 \text{ mg.kg}^{-1}$) aj U (3 mg.kg^{-1}) v oblasti vyústenia banskej chodby Reiner (obr. 18). Stupeň korelačnej tesnosti Th/U je voči situácii na odvale Podlipa vyšší ($r = 0,734$).

Obsahy As a Sb na odvale Podlipo kolíšu od 19 do 504 mg.kg⁻¹ As a od 9 do 132 mg.kg⁻¹ Sb. Najvyššie koncentrácie sa rovnako ako v prípade Cu a Fe preukázali pri ústí štôlne Spodná Ladislav a v jej okolí. Najvyššie obsahy Sb sa zistili nad v minulosti mimoriadne dôležitou štôľňou Maria Empfängnis a potom o niečo nižšie pri vyústení banskej chodby Najnižšia Johan. V blízkosti štôlní situovaných na dne údolia Zeleného potoka: Andreas a Mária Empfängnis, ako aj v priestore do ktorého ústí štôľňa Johan, sú obsahy Sb pozoruhodne nízke (obr. 17). Korelačná závislosť medzi distribúciou As a Sb sa nepotvrdila ($r = 0,304$).

5.2.3 Hydrológia v oblasti odvalov Podlipa a Reiner

Hydrologická sieť polygónu v okolí odvalu Podlipa v Ľubietovej je kontrolovaná horským potokom drenujúcim Zelenú dolinu, nad ktorou je odval situovaný a povodím Hutného potoka, pretekajúceho obcou Ľubietová. V oblasti odvalu Reiner nie je žiadny povrchový tok. Menované povrchové vodné toky na niektorých miestach perkolujú cez sedimenty odvalov, v dôsledku čoho sú výrazne kontaminované ťažkými kovmi, uvoľňovanými pri zvetrávaní primárnych a sekundárnych minerálov v hypergénnych podmienkach.

Hodnota pH vzoriek v hydrologickej sieti v regióne Ľubietovej kolíše v relatívne úzkom intervale hodnôt 6,1 – 7,7, pričom rozdiely v acidite v daždivom a suchom období nie sú významné: v daždivom období je priemerná hodnota pH 6,96 a v suchom období 6,63. Takéto mierne kyslé až alkalické hodnoty pH oscilujúce okolo neutrálnej hodnoty, indikujú, že riziko vzniku kyslej drenážnej (banskej) vody (AMD) je len málo pravdepodobné. Časté záporné hodnoty Eh (v priemere -28,25 a až do -69 v daždivom období) naznačujú mierne anoxický (až anaeróbny) charakter vôd.

Obsahy študovaných ťažkých kovov sú v období sucha o čosi vyššie. Pri ich porovnaní s odporúčanými hodnotami uvedenými v Nariadení vlády SR č. 296/2005 Z. z. sa zistilo prekročenie limitných hodnôt len u dvoch prvkov: u Cu (20 µg.L⁻¹) a As (30 µg.L⁻¹).

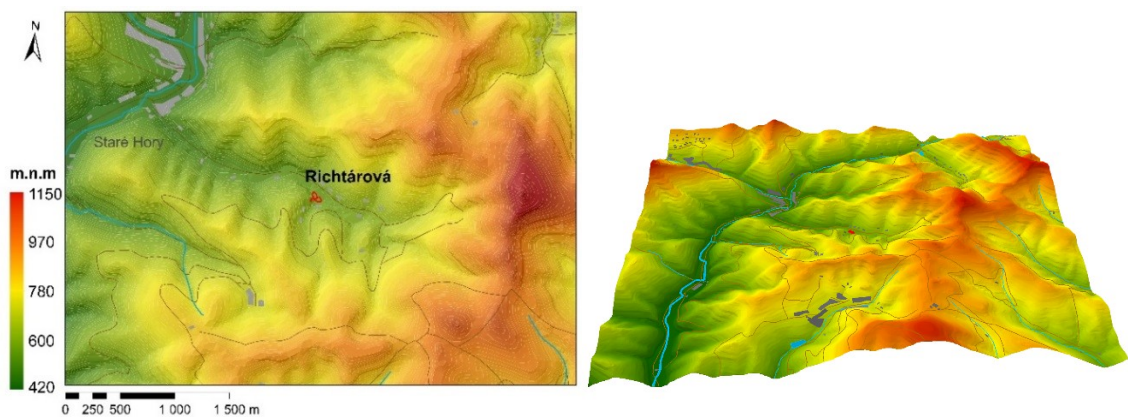
5.3 Aplikácia geografických informačných systémov

5.3.1 Modelovanie reliéfu v GIS

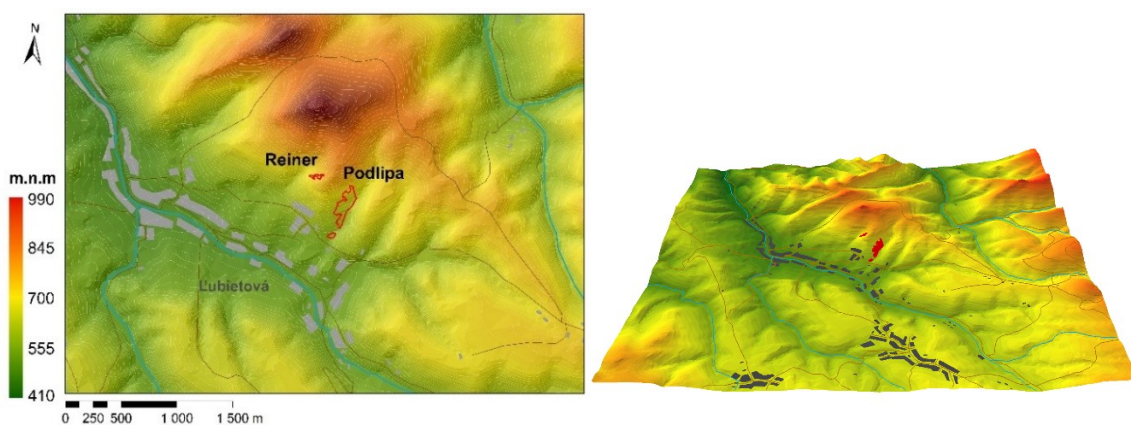
Nevyhnutným základným krokom pri vizualizácii študovaných krajinných polygónov bolo vypracovanie **Digitálneho modelu reliéfu** krajiny obidvoch študovaných polygónov (obr. 22, 23). Pri jeho zostrojení sa vychádzalo z interpolácie geopriestorových údajov (vstupných dát o výškových bodoch a líniiach). Takto zostrojený model predstavuje množinu dát zobrazujúcich geometriu reliéfu (rôzne morfometrické ukazovatele akými sú napríklad sklon, výška, sklonitosť a orientácia terénu, krivosť a pod.). Tvorí východiskovú bázu podkladov potrebných pre spracovanie vizualizácie celej sady ďalších údajov.

Sklonitosť reliéfu (obr. 24, 25) predstavuje určujúci indikátor potrebný pri modelovaní rýchlosti odtoku povrchovej vody (i množstva vody a odnosu materiálu vo rozpustenej forme, vo forme koloidu i vlečením po dne) po povrchu krajinného reliéfu.

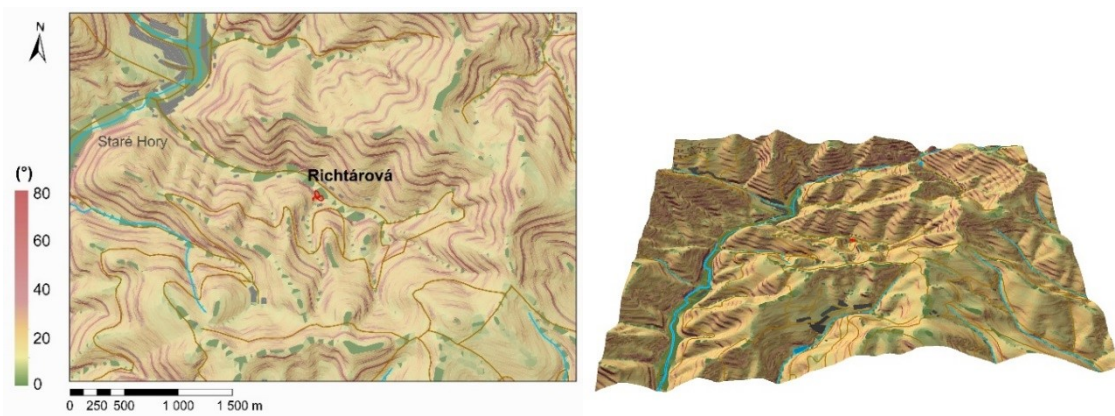
Horizontálna krivosť reflektuje zakrivenie vrstevníc. Prvým krokom pri tvorbe tejto analýzy bolo určenie polohy chrbtov a dolín, vrcholov a depresí, voči ktorým sa potom podľa priebehu a zakrivenia vrstevníc priradili konvexné svahy (chrbty, rázsochy), konkávne svahy, prípadne nezakrivené svahy. Hranice medzi jednotlivými zakriveniami (inflexné body) sa určili na každej vrstevnici vizuálne, následne sa spájali, a tým vyčlenili areály s rôznym zakrivením.



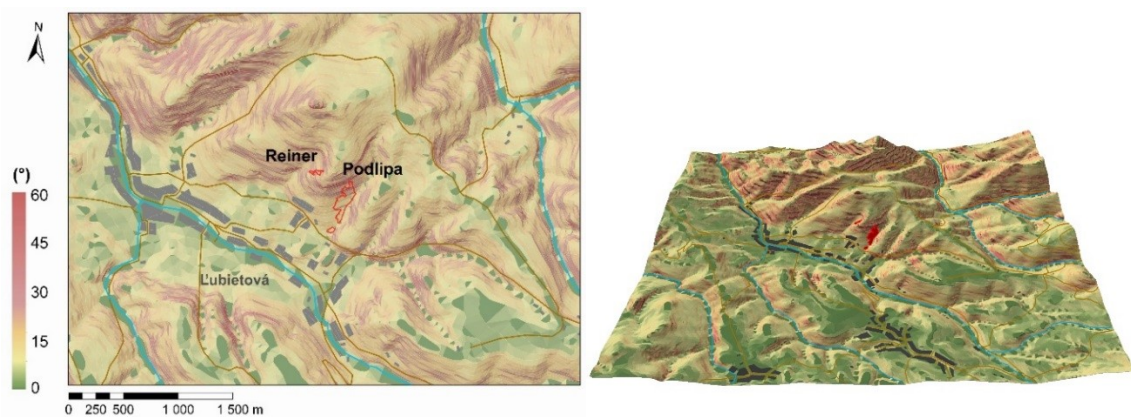
Obr. 22 Digitálny model reliéfu banských odvalov Richtárova



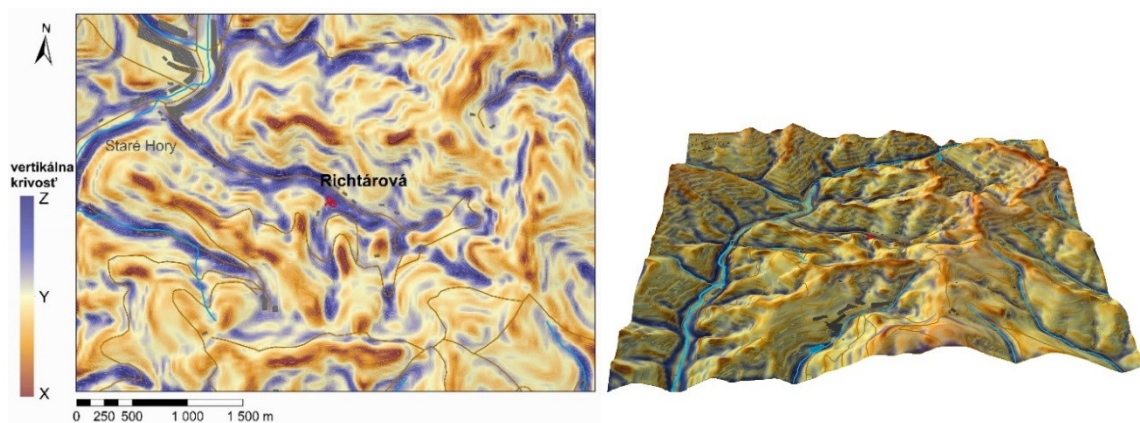
Obr. 23 Digitálny model reliéfu banských odvalov Podlipa a Reiner



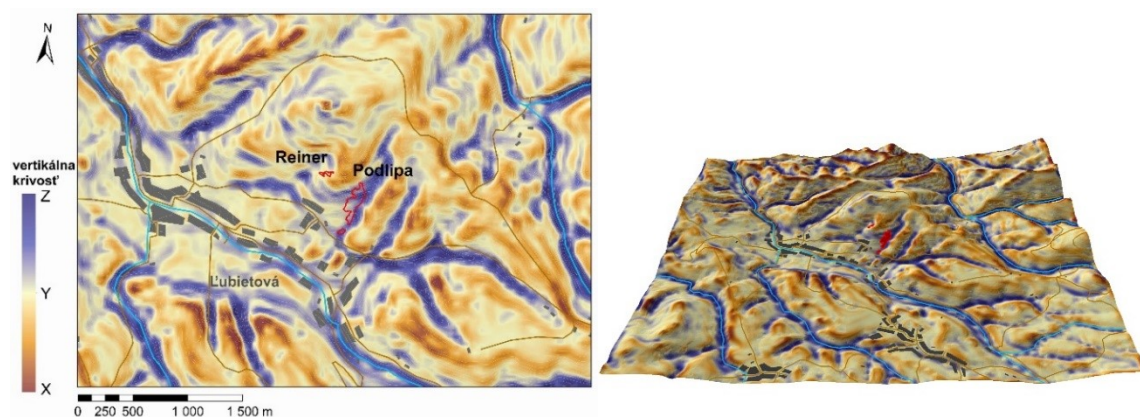
Obr. 24 Sklonitosť modelového územia Richtárova



Obr. 25 Sklonitosť modelového územia Podlipa a Reiner



Obr. 26 Normálová krivosť reliéfu modelového územia Richtárova



Obr. 27 Normálová krivosť reliéfu modelového územia Ľubietová, Podlipa a Reiner

X- konvexné vypuklé, chrbty
Y- plochy rovné, nezakrivené
Z- plochy konkávne prepadnuté, doliny

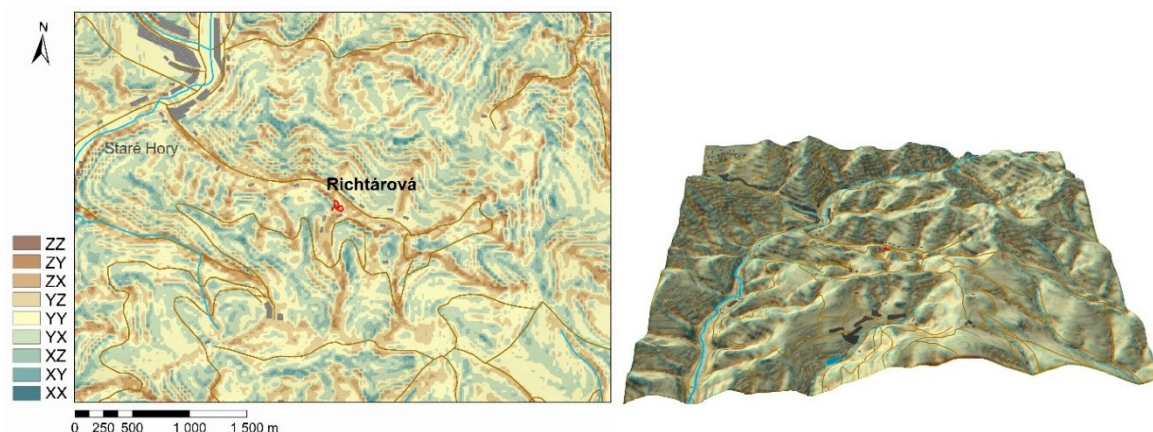
Normálová krivosť terénu je rozhodujúcim ukazovateľom pre zobrazenie tendencie pohybu vody a materiálu po svahu (zrýchľovanie, spomaľovanie). Model prezentovaný na obr. 26, 27 predstavuje zakrivenie spádových kriviek.

Odráža tendenciu zmien vzdialeností medzi vrstevnicami Δl na spádových krivkách, pričom postupne sa zväčšujúce vzdialenosti znamenajú konkávne svahy, zmenšujúce sa Δl konvexné svahy a rovnaké Δl vyrovnané svahy. Hranice medzi zakriveniami na každej spádnici predstavujú inflexné body, v miestach zmeny tendencie zmien Δl . Inflexné body sa spájajú v miestach zmeny, a tým vyčleňujú areály s rôznym zakrivením

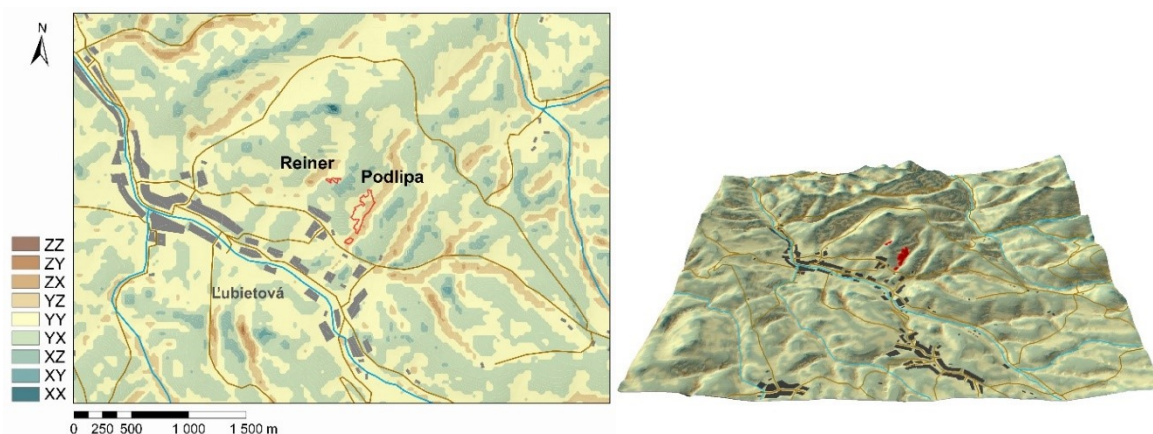
Formy reliéfu (obr. 28, 29) odrážajú potenciálnu energiu georeliéfu - vlastnosť urýchľovať, vyrovnávať alebo spomaľovať tok látok,. Formy georeliéfu možno potom opísať ako dvojice, kde ich vzájomná hodnota vyjadruje: XX - koncentrovanie materiálu a zrýchľovanie jeho pohybu, XZ - koncentrovanie materiálu a spomaľovanie jeho pohybu, XY - koncentrovanie materiálu pri jeho žiadnom pohybe, ZX - rozptyľovanie materiálu a zrýchľovanie jeho pohybu po svahu, ZY - rozptyľovanie materiálu a spomaľovanie jeho pohybu, ZZ - rozptyľovanie materiálu pri jeho žiadnom pohybe, YX - zrýchľovanie pohybu materiálu, YZ - spomaľovanie pohybu materiálu, YY - nedochádza ani k pohybu, ani ku koncentrácii materiálu.

Základnou jednotkou pre odtok vody v koryte vodného toku je prietok – Q , čiže množstvo vody, ktoré pretečie za jednu sekundu pričným profilom toku. **Povrchový tok vody** možno charakterizovať v zmysle práce (Gertis et al., 1990) ako tečenie vody po povrchu reliéfu, až kým

nedosiahne korytový vodný tok. Povrchové tečenie spôsobuje vodnú eróziu pôdy a tým aj šírenie kontaminantov vo vode a pôde. (chemické, rádioaktívne znečistenie).



Obr. 28 Normálová krivosť reliéfu modelového územia Richtárova v smere spádnic



Obr. 29 Normálová krivosť reliéfu modelového územia Ľubietová - Podlipa a Reiner v smere spádnic

Povrchový tok počas zrážkovej udalosti je príkladom postupne sa meniaceho nestabilného voľného povrchového tečenia, pre ktoré platia zákony zachovania hmoty a hybnosti.

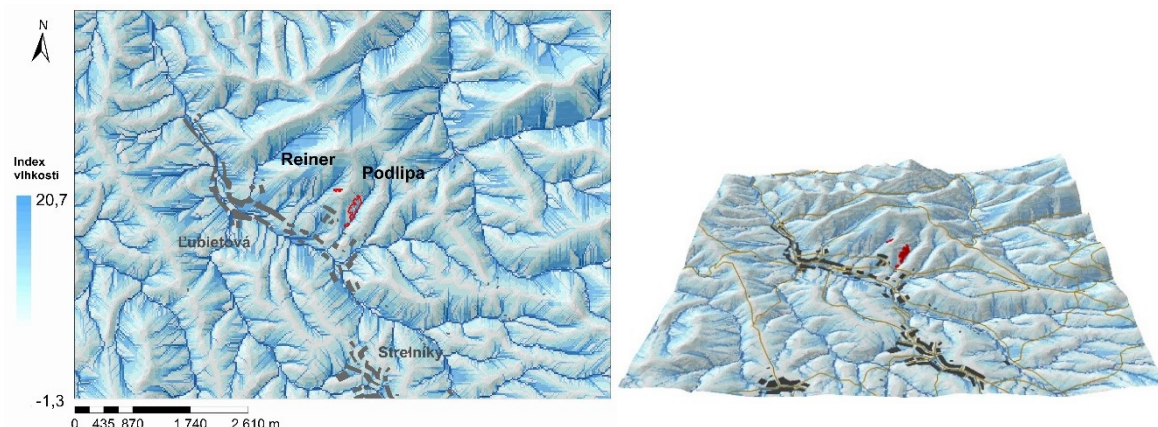


Obr. 30 Rastrové zobrazenie indexu vlhkosti (Wetness index) na modelovom území Richtárova

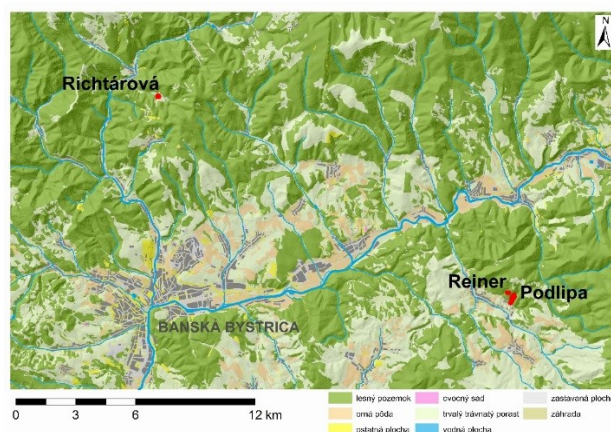
V skúmaných lokalitách je percentuálny podiel zvýšeného (silného) povrchového odtoku na úrovni 83,46 % zvyšných 16,54 % tvorí stredný a mierny odtok. Tento sa nachádza v časti reliéfu ktorú označujeme za temennú, sedlovú a plošinovú časť haldovej oblasti spolu s úzkym mierne

nakloneným údolným tvarom reliéfu, ktorým je zabezpečený kompletný odtok zo skúmanej oblasti v lokalitách Richtárová a Ľubietová – Podlipa/Reiner (obr. 30 a 31).

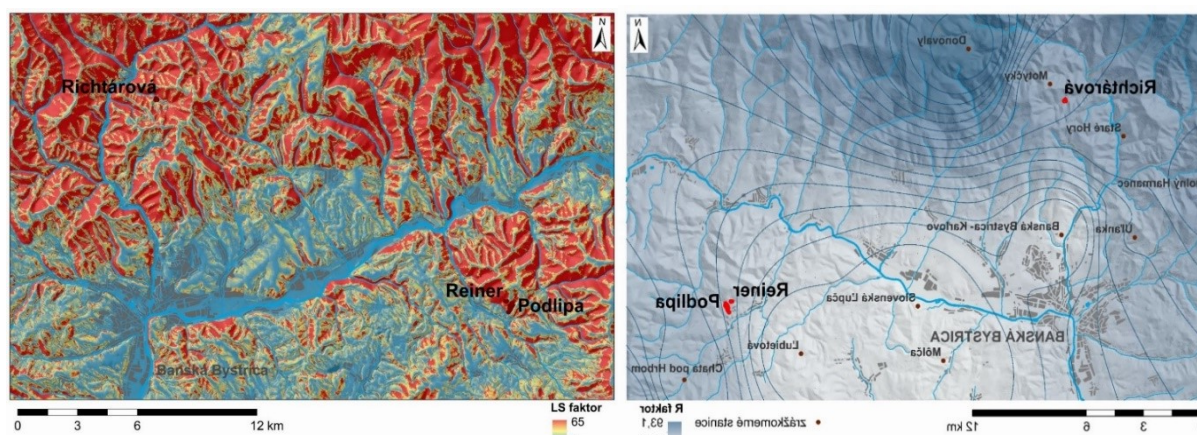
Syntéza faktorov excerptovaných z vyššie uvedených GIS-metodik inkorporovaných do generovaného modelu za využitia nástrojov GIS umožňuje vyčleniť polygón, ktorý by potenciálne mohol byť kontaminovaný z materiálu odvalu uvoľnenými ťažkými kovmi, ktoré v hypergénnom prostredí migrujú a šíria sa povrchovým odtokom a eróziou z materiálu banských odvalov do ich bezprostredného i širšieho okolia.



Obr. 31 Rastrové zobrazenie indexu vlhkosti (Wetness index) na modelovom území Podlipa a Reiner



Obr. 32 Druhy pozemkov v študovaných polygónoch rozdelené na základe reklasifikácie parciel potrebné pre výpočet LS faktora

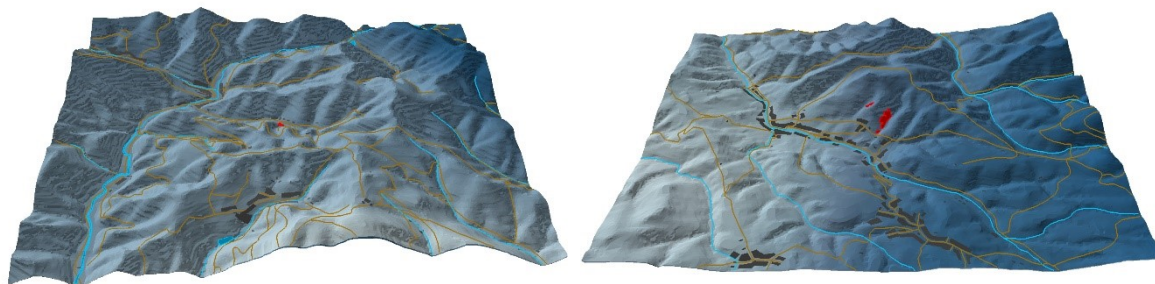


Obr. 23 (vľavo) Faktor dĺžky a sklonu svahu vypočítaný pre študované územia (Richtárová a Ľubietová - Podlipa a Reiner).

Obr. 34 (vpravo) Faktor erózne účinnosti dažďa R vypočítaný pre územia: Staré Hory, Podlipa a Reiner so zobrazením zrážkomerných staníc [upravené podľa: SHMÚ]

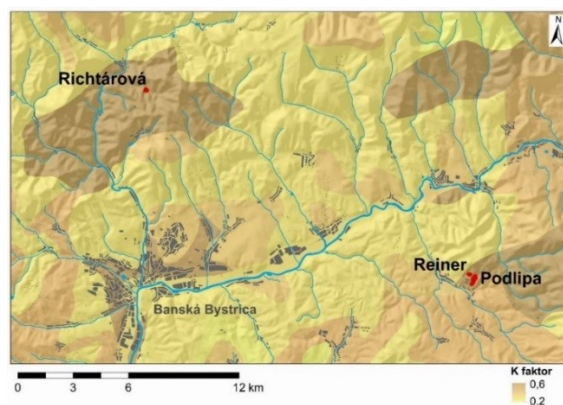
Šírenie polutantov (v našom prípade ťažkých kovov) v krajine je výrazným spôsobom, kontrolované odtokovými pomermi a pôdnou eróziou. Pri štúdiu erózie možno rozlíšiť ako reálnu dokonanú eróziu a potenciálnu eróziu, čiže erodovateľnosť, resp. erodibilitu ako odolnosť, prípadne náchylnosť pôdy voči vodnej, eolickej (veternej) a inej erózii. Táto vlastnosť pôdy je závislá na niektorých vlastnostiach pôdy a v skutočnosti zodpovedá riziku erózie hrozbu, resp. ohrozeniu pôdy eróziou. Erodovateľnosť sa vyjadruje spravidla v potenciálnej strate pôdy z plošnej jednotky za určitý časový interval, napríklad $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. Vo všeobecnosti sa na výpočet erózie používa rovnica:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad [\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}]$$



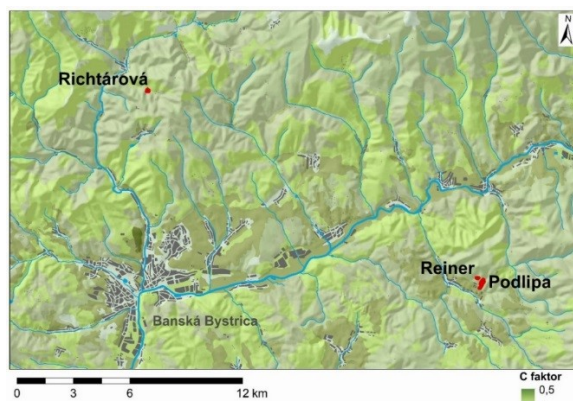
Obr. 35 Oblasť banských odvalov Richtárová a na paralelnom obrázku banských odvalov Podlipa a Reiner; vizualizácia R faktora erózneho účinnosti

Množstvo, početnosť, intenzita a množstvo zrážok, ako aj ich kinetickú energiu na obidvoch lokalitách vyjadruje faktor dažďa (**R**), zobrazený na obr. 34. Detailne je faktor R zobrazený pre jednotlivé študované polygóny (Richtárová a Podlipa/Reiner) na obr. 35. Odolnosť krajiny voči rozrušovaniu povrchu reliéfu v dôsledku dopadu dažďových kvapiek a voči pôsobeniu vody v povrchových tokoch zobrazuje faktor náchylnosti pôdy k erózii **K** (obr. 36). Ovplyvňujú ho základné pôdne parametre, predovšetkým zrnitosť, štruktúra, obsah organickej hmoty a permeabilita substrátu. Tento faktor zároveň zobrazuje aj schopnosť vody infiltrovať do pôdy a tým zároveň modeluje jej množstvo v povrchovom odtoku.



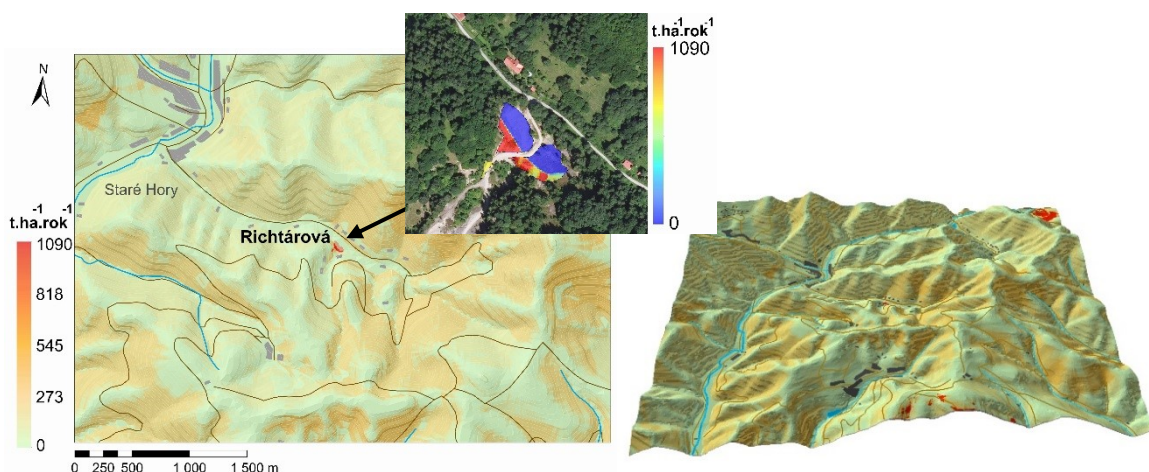
Obr. 36 Oblasť banských odvalov Richtárová, Podlipa a Reiner; vizualizácia K faktora erózneho účinnosti

Ďalším z faktorov, ktoré vyjadrujú vplyv zrážkovej a povrchovej vody na eróziu reliéfu je **C** faktor (obr. 37). Tento reflektuje vplyv vegetačného krytu a dopadov poľnohospodárskej činnosti na rozsah erózneho zmyvu. Ochranný vplyv rastlínstva je závislý stupňa pokryvnosti vegetácie v období intenzívnej zrážkovej činnosti (v podmienkach študovaných lokalít od apríla do októbra, najčastejšie však v mesiacoch jún, júl a september).



Obr. 37 Oblasť banských odvalov Richtárová, Podlipa a Reiner; vizualizácia C faktora

Vzhľadom na skutočnosť, že v oblasti odvalov Richtárová, Podlipa a Reiner sa dosiaľ nerealizovali žiadne protierózne opatrenia, protierózny **P** faktor neboli pri spracovaní údajov zohľadnené. K modelovaniu scenárov procesu erózie je potrebné poznať charakter krajiny, ktorej vlastnosti vplyvajú na zmeny povrchového toku v čase a priestore. Pokiaľ **potenciálna erózia** (obr. 38 a 39) vyjadruje maximálne možné riziko ktoré pre územie predstavuje vodná erózia za podmienok, že sa neprihliada na úlohu ochranného účinku vegetačného krytu (obr. 37). Pri výpočte potenciálnej a reálnej erózie sa vyskytuje odlišnosť vo **faktore C** (obr. 37) odvodeného z charakteru využívania krajinných zložiek pod vplyvom vegetačného krytu.

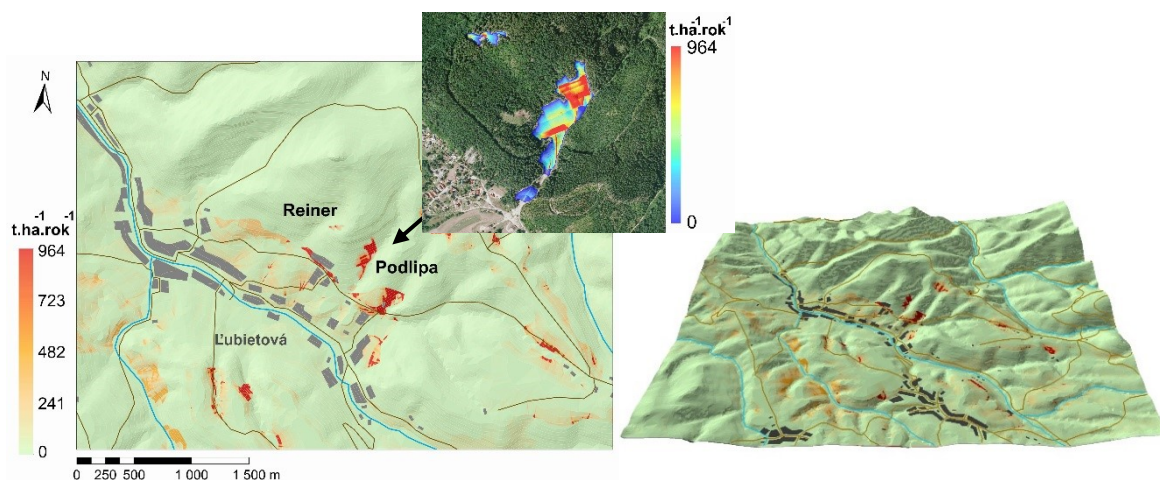


Obr. 38 Vizualizácia potenciálnej erózie študovanej oblasti Richtárová

Vypracované modely, ktoré sú vizualizované na obr. 38 a 39 naznačujú výrazné zvýšenie erodovateľnosti, ktorá značne prekračuje hlavne v bezprostrednom okolí odvalov hodnotu $200 \text{ t.ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, čo je dôsledkom nedostatočnej a nevhodnej sanačnej úpravy terénu. Situácia sa prejavuje ako pomerne kritická aj v dôsledku značne nepriaznivých morfometrických ukazovateľov reliéfu a je v značnej miere kontrovaná nedostatkom humóznej časti pôdy čo nachádza odraz v horšej schopnosti introdukcie rastlinných spoločenstiev, ktoré by boli schopné spevniť svahy odvalov a tak znížiť riziko šírenia kontaminantov povrchovým odtokom. Riziko šírenia polutantov z banských depónií je pre sídelnú štruktúru v Ľubietovej relatívne vysoké. Erózna aktivita ohrozuje aj obytnú zónu a príľahlé záhradky a sady, v ktorých miestne obyvateľstvo pestuje rôzne plodiny pre priamy konzum.

V oblasti odvalov Podlipa a Reiner má plocha reliéfu, ktorá by potenciálne mohla byť kontaminovaná ťažkými kovmi rozlohu $5,256 \text{ ha}$, pričom z tejto celkovej rozlohy pripadá na odvaly $3,129 \text{ ha}$. Kontaminácia študovaného regiónu ťažkými kovmi môže potenciálne zasiahnuť celú krajinnú štruktúru (okolie banských odvalov, lesy, lúky, kroviny ako aj neúžitky). Napriek tomu, že

sa nepotvrdilo riziko kritického ohrozenia zdravia obyvateľstva, je potrebné uviesť, že kontaminácia ohrozuje aj niekoľko nových rodinných domov pod terénou terasou odvalov o rozlohe 19,61 m².



Obr. 39 Vizualizácia potenciálnej erózie študovanej oblasti Podlipa a Reiner

Podstatná časť splaveného kontaminovaného pôdneho materiálu horským potokom drenujúcim údolnicu pod odvalom Podlipa sedimentuje v retenčnej nádrži (obr. 40).

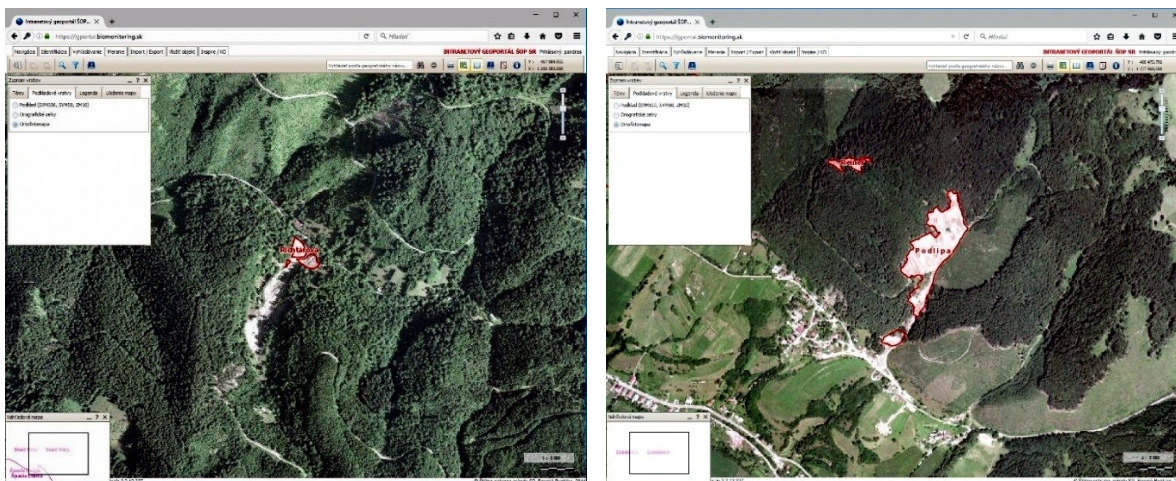
V oblasti odvalu Reiner je šírenie kontaminantov do priestoru intravilánu napriek strmému úklonu svahov výrazne obmedzované lesom s hustým podrastom (predovšetkým krovínami, machmi a lišajníkmi), ktoré nezanedbateľným spôsobom obmedzujú eróziu. Polutanty, ktoré sa vyznačujú vyššou migračnou schopnosťou sa kumulujú na úpätí svahu pod banským odvalom. Šírenie kontaminácie v tomto polygóne limituje aj usporiadanie lesných ciest, kopírujúcich spravidla vrstevnice.



Obr. 40 Retenčná nádrž pod haldovým poľom Podlipa

5.3.2 Vizualizácia reliéfu

Spracované výsledky boli vizualizované na portáli Štátnej ochrany prírody www.igportal.biomonitoring.sk. Portál aj s prístupnými web - mapovými službami je plne funkčný a bol vytvorený podľa opísanej metodiky za pomoci príslušných nástrojov. Služí na vizualizáciu a poskytovanie dostupných údajov pre vnútornú potrebu študentov a vyučujúcich vo forme služieb WMS a WFS.



Obr. 41 (vľavo) Vizualizačný portál s náhľadom na haldové pole Richtárová
Obr. 42 (vpravo) Vizualizačný portál s náhľadom na haldové polia Reiner a Podlipa

6 DISKUSIA

Prvé spracovanie niektorých geochemických údajov z oblasti Ľubietovej prináša Krnáč et al. (2014). Detailnejšie sa im v zmysle novších metodických postupov venuje až predkladaná práca, ktorej výsledky boli publikované v prácach Andráš Jr. (2014), Andráš Jr. et al. (2015) Andráš et al. (2015). Environmentálny stav krajiny v oblasti Richtárovej nebol dosiaľ nástrojmi GIS vizualizovaný.

To, že je značná časť ťažkých kovov aj stáročia od ukončenia ťažby (v Ľubietovej i v oblasti odvalu Richtárová) stále prítomná v materiáli odvalov je podľa Andráša et al. (2013), Nagyovej et al. (2013), Frankovej et al. (2012) a ďalších spôsobené tým, že väčšina minerálnych solí, ktoré kontaminujú materiál odvalov, je viazaná v pevnej fáze, predovšetkým vo forme nerozpustných, alebo málo rozpustných sekundárnych minerálov (hlavne síranov, uhličitanov a oxidov; Kharbush et al., 2014, Dadová et al., 2014) a len menšia časť prechádza do roztoku (Fijalkowski et al., 2012). Podobná situácia bola opísaná aj na mnohých ďalších Cu-ložiskách (Buccheri et al., 2014).

Hlavnými kontaminantmi krajinných zložiek na študovaných lokalitách sú Fe, Cu, Pb, As a Sb. Pôdna reakcia v oblasti odvalov v Ľubietovej vykazuje acidnejšie podmienky (Podlipa x $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 4,75$; Reiner x $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 4,76$) ako v Starých Horách (Richtárová x $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}} = 5,26$). Obsahy Fe, Pb, Cu, Ni, As, Th sú na všetkých polygónoch porovnateľné, avšak v oblasti odvalov Richtárová v Starých Horách sú voči odvalom v Ľubietovej podstatne vyššie obsahy Zn, As, Sb, Cd, Bi a Ag (menej výrazne sú zvýšené aj obsahy Mn a U). Naopak, obsahy Co a Mn sú vyššie v oblasti Ľubietovej. Kým v Ľubietovej sa najvyššie obsahy ťažkých kovov zistili pri ústí banských diel, odvaly v oblasti Richtárová neboli zriadené bezprostredne pri banských dielach a preto u nich táto závislosť neexistuje. Porovnateľnú situáciu ako v oblasti Richtárová opísali na ložiskách Caporciano a Libiola Buccheri et al. (2014), Dadová et al. (2015) a na lokalite Špania Dolina Piesky Turisová et al. (2016).

Distribúcia kontaminácie jednotlivými prvkami v pôde (a technogénnych sedimentoch) je kontrolovaná geochemickými zákonitostami prvkov (Bouška et al., 1980). Tak napríklad na polygón Richtárová možno vidieť rovnaký charakter priestorovej distribúcie geochemicky podobných prvkov Fe/Mn, Bi/Ag, Cu/Ni, Cu/Zn, Cu/As, Cu/Cd, Cu/Ag a As/Ag. Charakter distribúcie jednotlivých prvkov je vo všeobecnosti kontrolovaný aj sorpčnými schopnosťami jednotlivých prvkov na skupinu ílových minerálov a na hydrogoethit (Burg, 1995; Andráš et al., 2009; Huang et al., 2011), ako aj schopnosťou vytvárať v zóne hypergenézy rôzne stabilné sekundárne fázy (Čurlík a Šefčík, 1999). Významnú úlohu pri migrácii prvkov má aj pôdna reakcia (pH). Väčšina prvkov je mobilná a biodostupná pri nižších hodnotách pH (Ross, 1993; Ross et al., 1979). Stupeň

acidifikácie preto výrazne ovplyvňuje riziko kontaminácie krajiny mobilizovanými kovmi z banských odvalov (Alkorta et al., 2004; Kelly, 2008; Vamerali et al., 2010; Kavamura and Esposito, 2010).

Hlavným cieľom práce bolo vizualizovať vyššie uvedené, ako aj ďalšie faktory, ovplyvňujúce kontamináciu životného prostredia študovaných regiónov, resp. modelovania vývoja v budúcnosti. Tieto výsledky možno úspešne porovnať napr. s prácami Blišťan (2012), Blišťan a Rapant (2013).

Prvá skupina výsledkov predstavuje analýzu súčasného stavu kontaminantov v modelových polygónoch a druhá ich predpokladané šírenie do krajinných zložiek širšieho okolia. V oboch prípadoch je možné aplikovať nástroje GIS, ktoré umožňujú ich vizualizáciu. Ako uvádza Krnáč et al. (2014), limitujúcimi faktormi ich použitia sú len možnosti konkrétneho GIS softvéru a disponibilné vstupné údaje. Keďže ide o štúdiu plošne malých území, tak ako aj spracovanie projektovej dokumentácie či územných plánov vo veľkej mierke, spracovanie jednotlivých fáz modelu má rôzny účel a teda kladie aj rozdielne požiadavky na presnosť a detailnosť výstupov, od čoho sa odvíjajú aj požiadavky na mierku, typ a presnosť vstupných dát.

Dôležitá časť dizertačnej práce je zameraná na hydrológiu a problematiku erózneho modelovania s možnosťou využitia nástrojov GIS. Spomedzi početných dostupných komplexných GIS nástrojov som zvolil modulový nástroj ArcGIS a QGIS, ktorý má otvorený kód a patrí medzi najrozšírenejšie GIS nástroje používané odborníkmi.

Prvá časť výsledkov predkladanej dizertačnej práce v oblasti GIS modelovania a vizualizácie sa venuje spracovaniu modelov priestorovej distribúcie kontaminantov jednotlivých ťažkých prvkov v priestore modelových polygónov. Výsledky modelovania a následnej vizualizácie vychádzajú z údajov získaných analýzou vzoriek pôdy, sedimentov a vody, terénnym výskumom a meraniami v priestore banských odvalov.

V druhej časti elaborátu sa rieši modelovanie krivosti terénu, ktorá ovplyvňuje povrchový odtok a eróziu, ktoré vplývajú na transport kontaminantov v priestore. Pojem modelovanie povrchového odtoku je možné chápať dvoma spôsobmi. Prvou možnosťou je modelovanie priebehu povrchového odtoku v zmysle hľadania trás akumulácie stekajúcej vody, pričom presnosť takéhoto modelu závisí vždy na presnosti vstupných údajov (Bear a Veruijt, 1988). Najpresnejšie výsledky by prinieslo identifikovanie a presné zameranie vypočítaných stružiek priamo v teréne, čo však bolo z dôvodu ich početnosti pri daných kapacitách nereálne. Dostatočne informatívne výsledky však dávajú aj modely vytvorené v GIS. Bázou, z ktorej sa vychádzalo pri ich tvorbe, bola analýza reliéfu, na ktorú poskytuje nástroje použitý open software GRASS a komerčný software ArcGis. S morfometrickým rozborom reliéfu súvisí aj najdôležitejší faktor, ktorý ovplyvňuje nepresnosť modelu priebehu odtoku: kvalita digitálneho modelu reliéfu (Andráš Jr. et al., 2015).

Presnosť digitálneho modelu reliéfu závisí do značnej miery od identifikácie a selektovania vstupných údajov a od precíznosti spracovania (Blišťan a Rapant, 2013). V práci sa použil model vytvorený z údajov získaných zo základných topografických máp v rozlíšení štvorca 1,5 m. Vznikol interpoláciou nadmorských výšok na základe izolínií a líniových hrán doplnených o spresňujúce údaje zamerané pri realizácii terénnych prác v študovaných lokalitách. Model následne umožnil vyhodnotiť priebeh prirodzeného odtoku a potenciálnej erózie spolu s možnosťou vytvorenia hydrického modelu v závislosti na ďalších faktoroch. V skutočnosti je odtok vody a šírenie materiálu, a teda aj migrácia kontaminantov v priestore kontrolovaná zástavbou a krajinnou štruktúrou, ktorá lokálne obmedzuje jej priame stekanie. Na vytvorenie digitálneho modelu terénu boli použité aj vzorky štátneho mapového diela SR. Tento krok však nepriniesol očakávaný efekt, pretože u značnej časti antropogénnych bariér bola známa iba ich poloha nie nadmorská výška. Jedným zo spôsobov ako vytvoriť digitálny model reliéfu a pritom do neho zahrnúť tieto objekty a využiť ich vplyv bez znalosti ich reálnej výšky je ich vynechanie z digitálneho modelu reliéfu. Pri takomto postupe v modeli vznikli „prázdne miesta“ bez údaje o nadmorskej výške, ktoré však nie sú zahrnuté do ďalších výpočtov. Nevýhodou takéhoto postupu je nespojitosť stružiek odtoku.

Druhým spôsobom bolo upravenie výsledných akumulčných línií odtoku tak, aby nepriepustné bariéry obtekali, čím sa však čiastočne stratila výpovedná hodnota výsledného modelu.

Množstvo odtoku a odnosu materiálu je v modelových lokalitách priamoúmerné množstvu zrážok, závisí od druhu pôdy a spôsobu jej využitia (pričom v oblastiach banských odvalov je to predovšetkým vegetáciou nepokrytá časť terénneho reliéfu vykazujúca vysoký stupeň erodovateľnosti). To sú parametre, ktoré vstupujú aj do modelov odtoku, potenciálnej vodnej erózie a hydrického modelu. Objem výsledných ukazovateľov týchto modelov závisí aj od ďalších faktorov. Pri modelovaní sa používal ako zrážkový parameter „úhrn zrážok“ za určitú dobu (priemerný mesačný úhrn a priemerný ročný úhrn, pričom výstupnou hodnotou bola pomerná časť zrážok zmenšená o vodu vsiaknutú a vyparenú). Porovnateľný postup využil vo svojej práci aj Krnáč (2012).

Určujúcu úlohu vo výpočte jednotlivých modelov má aj charakter povrchu, na ktorom dochádza k tečeniu vody a materiálu. Objem odnášaného materiálu v modelovom území je treba chápať ako predpokladaný za ideálnych podmienok.

Vypracovanie digitálneho modelu študovanej krajiny a modelovanie povrchového odtoku ukázalo, že množstvo odtoku a odnosu ťažkými kovmi kontaminovaného materiálu na modelových lokalitách je priamoúmerné objemu zrážok a závislé na charaktere pôdy a spôsobe jej využitia.



Obr. 43 Erózia ako dôsledok prívalových dažďov v roku 2010

Rizikom erózie krajiny sa zaoberá rad prác (Kertész, 1993; Bojie et al., 1995; Wischmeier, 1976; Vrieling et al., 2002; Jabbar, 2003; Dengiz a Akgul, 2005; Yuksel et al., 2008) a mnohé ďalšie. V predkladanej práci bola využitá metodika, ktorú vytvoril Kubínsky (2013). Táto patrí medzi najkvalitnejšie vypracované metodiky tohto druhu, je primeraná aj počtu vstupných dát, ktoré som mal k dispozícii. Riziko erózie na lokalite Podlipa a s tým súvisiaca možnosť masívneho znosu materiálu odvalov do údolia Zelenej doliny a odtiaľ ďalej do retenčnej nádrže, situovanej na terase nad obcou Ľubietová, nabáda k zvýšenej opatrnosti a k realizácii sanačných opatrení. Zanedbanie preventívnych krokov na ochranu krajiny v tomto regióne môže viesť k deštrukcii, k akej došlo napríklad po prívalových dažďoch roku 2010, keď bola dolná časť údolia Zelenej doliny erodovaná až po skalný podklad a strž, vyhlbená v technogénnych sedimentoch dosahovala hĺbku 2 m (obr. 43).

Retenčná nádrž pod areálom odvalov (obr. 40) bola úplne zanesená sedimentom a bolo ju potrebné vyčistiť a odviezť niekoľko desiatok m³ kalu.

Na lokalite odvalu Reiner bráni šíreniu kontaminantov do priestoru intravilánu lesný porast, ktorý chráni svah pod odvalom aj proti masívnym prejavom erózie. Šíreniu kontaminácie zabraňuje aj priestorové umiestnenie lesných ciest, ktoré sú zhutnené a upravené tak, aby odtekajúcu vodu z odvalu zastavili a umožnili jej vsakovanie do pôdy v blízkosti banských depónií. Podobná situácia je podľa Krnáča (2012) aj na neďalekom ložisku Špania Dolina, prípadne na rumunskom ložisku Nistru (Popov et al., 2012). Opačný stav možno pozorovať v oblasti odvalov na nezalesnených

lokalitách ako napríklad na talianskych medených ložiskách Caporciano (Bazzoni et al., 2016) a Libiola (Dinelli et al., 2007), na poľskom medenom ložisku Bilesławiecz (Werno a Dembski, 1993) či portugalskom ložisku masívnych chalkopyritových rúd v São Domingos (Bryan et al., 2006).

Možnosti retenčných úprav v krajine a potenciál technických opatrení je potrebné porovnávať s údajmi o pravdepodobných úhrnoch zrážok a ich intenzite na danom území. V podmienkach menej priepustných území, kde je hlavným mechanizmom tvorby odtoku povrchový odtok spôsobený prekročením infiltračnej kapacity pôdy, treba dbať na to, aby opatrenia vykonané na zvýšenie infiltračnej kapacity nespôsobili narušenie povrchu pôdneho krytu. Nevhodné opatrenia môžu spôsobiť zvýšenú eróziu a tvorbu hustejšej siete malých tokov, čo sa prejaví zrýchleným odtokom. V oblastiach, ktoré sú blízke stavu nasýtenia, je potrebné realizovať opatrenia tak, aby nepodporovali ich rýchlejšie nasýtenie a nezvyšovali podiel povrchového odtoku. Na rozdiel od technických opatrení, ktorých účinok možno s určitou presnosťou odhadnúť, účinok netechnických opatrení môže byť v odlišných podmienkach rôzny, dokonca aj negatívny (napr. zvýšené nebezpečenstvo výskytu zosunov pri zamokrení svahov). Preventívne opatrenia voči riziku erózie v malých povodiach preto vyžadujú starostlivý prístup prehodnotený pre konkrétnu lokalitu odborníkom v danej oblasti.

7 ZÁVER

Distribúcia ťažkých kovov v pôde a v technogénnych sedimentoch študovaných polygónov Richtárová, Podlipa a Reiner je nerovnomerná a zodpovedá pôvodnej koncentrácii kovov v rudnom materiáli ako aj ich migračným schopnostiam (geochemickej charakteristike).

Povrchová voda je na obidvoch študovaných lokalitách (Staré Hory, Ľubietová) kontaminovaná ťažkými kovmi. V oblasti Richtárovej sú obsahy sledovaných kovov vo vode podstatne nižšie ako v polygóne Ľubietová, kde voda priamo dreňuje banské odvaly. V oblasti Podlipa a Reiner obsahy Fe a Cu lokálne prevyšujú hodnoty určené Nariadením vlády SR č. 296/2005 Z. z. aj o dva rády (a menej aj As). pH povrchovej (a drenážnej) vody je aj na Starých Horách aj v Ľubietovej blízko neutrálnych hodnôt (6,1 – 7,7), preto je vznik kyslej banskej (drenážnej) vody málo pravdepodobný. Surová voda je lokálne kontaminovaná As a pitná voda prekračuje limity Nariadenia vlády SR č. 354/2006 Z. z. pre Mn a Cd.

Pre vytvorenie kvalitného modelu kontaminácie je potrebné presne zhodnotiť proces odtoku a odnosu materiálu z modelového územia a z hľadiska zmenených podmienok v krajine s odhadom ich dôsledkov na odtokový režim, ako aj posúdenie podielu jednotlivých skupín krajinných prvkov priaznivo ovplyvňujúcich vodný režim v súčinnosti s doterajšími sanačnými opatreniami tak, aby sa zvýšila schopnosť krajiny zadržať čo najviac vody v priestore depónia (odvalu).

Poznanie zákonitostí odtoku vody z krajiny a analýza odtoku v predmetných povodiach s rôznymi prírodnými pomermi indikujú, že pokiaľ ide o vlastnosti povodia, najväčší vplyv na odtok má geologická stavba územia, charakter pôdy, zrážková činnosť, morfolometrické ukazovatele a krajinná pokrývka. GIS modelovanie preukázalo existujúce rozdiely medzi rizikom vzniku erózie, znosu ťažké kovy obsahujúceho materiálu odvalov a následnej kontaminácie krajinných zložiek na lokalitách Richtárová, Podlipa a Reiner. Kým v oblasti odvalu Podlipa je riziko šírenia sa kontaminantov pomerne vysoké, polygóny odvalov Richtárová a Reiner vykazujú len obmedzené riziko erózie a šírenia ťažkých kovov do okolitej krajiny.

Spracované výsledky sú sprístupnené na portáli Štátnej ochrany prírody SR: www.igportal.biomonitoring.sk.

Použitá literatúra

- Alloway, B. J., 1995: Soil processes and the behaviour of metals. In: B. J. Alloway (ed.) Heavy Metals in Soils, Glasgow, Blackie, ISBN 978-94-007-4470-7, 214 p.
- Alkorta, I., Hernandez-Alica, J., Becerril, J. M., Amezcua, I., Albizu, I., Garbisu, C., 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 3, ISSN 1569-1705, 71-90.
- Andráš, P., Lichý, A., Križani, I., Rusková, J., 2009: The heavy metal sorption on clay minerals and risk of the AMD formation at the Reiner and Podlipa dump-fields at Ľubietová deposit (Slovakia) Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 2009, 4, 2, ISSN-1842-4090, 133-147.
- Andráš, P., Dirner, V., Kharbish, S., Krnáč, J., 2013: Characteristics of heavy metal distribution at spoil dump-fields of Cu-deposit Ľubietová (Slovakia). Carpathian Journal of Earth and Environ. Sciences, 8, 3, ISSN 1842-4090, 87-96.
- Andráš, P., Dadová, J., Andráš, P. Jr., 2015: Environmental risk study and possibilities of risk reduction for contaminated sites at the copper dump-fields. ISBN 978-80-553-2263-6, 147 p.
- Andráš, P. Jr., Krnáč, J., Dadová, J., Midula, P., 2015: Visualization of heavy metal contamination risk estimation in the country at Podlipa and Reiner dump-fields at the abandoned Ľubietová Cu-Ag deposit. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, ISSN - 1842 – 4090, 10, 4, 7121-132.
- Ashley, P. M., Craw, D., Graham, B. P., Chappel, D. A. (2003): Environmental mobility of antimony around mesothermal stibnite deposits, New South Wales Australia and southern New Zealand. Journal of Geochemical Exploration, 77, ISSN 0375-6742, 1-14.
- Bakos, F., Mikuš, T., Biroň, A., Vavrová, J., 2004: Hydrotermálna Au mineralizácia v Harmanci (Starohorské vrchy). Mineralia Slovaca, 3-4, 36, ISSN 1338-3523, 291-302.
- Bazzoni, C., Bernocchi, M., Betti, C., Pagani, G., 2016: Montecatini Val di Cecina. Recenti ricerche nelle antiche discariche. Rivista Mineralogica Italiana, 40, ISSN 0391-9641, 144-166.
- Bear, J., Veruijt, A., 1988: Modeling groundwater flow and pollution, D. Reidel Publishing Company, New York, ISBN 84-699-7903-5, 37-57.
- Bergfest, A., 1951: Baníctvo v Ľubietovej na medenú rudu. Banská Štiavnica: Manuskript – Ústredný banský archív pre Slovensko, 89 p.
- Bláha, M., 1979: Mineralogicko-ložisková charakteristika ložiska Špania Dolina a Ľubietová Podlipa a jejich vzájemné srovnání. Rigorózná práca, Přírodovědecká fakulta University J. E. Purkyně v Brně, 78 p.
- Blišťan, P., 2012: Interpoláčné metódy pre modelovanie a vizualizáciu priestorových javov v prostredí GIS. Fyzikálne faktory prostredia, 2, ISSN 1338-3922, 99-105.
- Blišťan, P., Rapant, P., 2013: Geografické informačné systémy. 1. Úvod do problematiky a základné pojmy. Technická univerzita v Košiciach, ISBN 978-953-51-0115-4, 107 p.
- Bouška, V., Jakeš, P., Pašes, T., Pokorný, J., 1980: Geochemie. Československá akademie věd, Academia, Praha, 555 p.
- Brown, B., 2003: Mint soil fertility research in the PNW. Western Nutrient Management Conference 5, ISSN 2222-3045, 54-60.
- Bryan, Ch. G., Hallberg, K. B., Johnson, D. B., 2006: Mobilisation of metals in mineral tailings at the abandoned São Domingos copper mine (Portugal) by indigenous acidophilic bacteria. Hydrometallurgy 83, ISSN 0304-386X, 184-194.
- Buccheri, G., Andráš, P., Andráš, P. Jr., Dadová, J., Kupka, J., 2014: Heavy metal contamination and its impact on plants at Caporciano Cu-mine (Montecatini Val di Cecina, Italy). Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, ISSN 1842 – 4090, 9, 4, 73 – 81.
- Burg, 1995: Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox Conditions. Salomons, W., Stigliandi W.M., eds.: Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments, ISBN 1863-5520, Springer, 87-102.

- Burroughs, P.A., 1986: Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment. Clarendon Press, Oxford, ISBN 0 19 854592 4, 193 p.
- Čurlík, J., Šefčík, P., 1999. Geochemical Atlas of Slovak Republic, Part V: Soils. Ministry of Environment of Slovak Republic, VÚPVR, Bratislava, ISBN 8088833140, 99 pp. + 83 map.
- Dadová, J., Krnáč, J., Kupka, J., 2014: Environmental study in territory of closed ore deposits. TU v Košiciach, Fakulta BERG, ISBN 978-80-553-1772-4, 106 p.
- Dadová, J., Buccheri, G., Midula, P., 2015: Heavy metal pollution of environment in area of abandoned Cu-mines Libiola and Caporciano. Lambert Academic Publishing, ISBN 978-3-659-33147-3, 83 p.
- Dengiz O., Akgul S., 2005: Soil erosion risk assessment of the Golbasi environmental protection area and its vicinity using the CORINE model. Turkish Journal of Agriculture and Forestry. 29: ISSN 1303-6173, 439–448.
- Dinelli, E., Perkins, W., Pearce, N. J. G., Hartley, S., 2007: Treatment of acidic mine drainage at Libiola mine, Liguria, Italy. IMWA Symposium 2007: Water in Mining Environments, R. Cidu & F. Frau (Eds), 27th - 31st May 2007, Cagliari, Italy, ISBN 8890295503, 147-152
- Duffus, J. H., 2002: „Heavy metals“ – a meaningless term? (IUPAC technical report). Pure and Applied Chemistry, 74, 5, ISSN 0033-4545, 793-807.
- Ebner, F., Pamič, J., Kovács, S., Szederkényi, T., Vai, G. B., Venturini, C., Kräutner, H. G., Karamata, S., Krstič, B., Sudar, M., Vozár, J., Vozárová, A., Mioč, P., 2004: Variscan Preflysch (Devonian-Early Carboniferous) environments 1 : 2 500 000: Tectonostratigraphic terrain and paleoenvironment maps of the Circum-Pannonian region. Budapest: Geological Institute of Hungary, ISBN 978-80-970578-5-5, 125 p.
- Fijalkowski, K., Kacprzak, M., Grobelak, A., Placek, A., 2012. The influence of selected soil parameters on the mobility of heavy metals in soils. Inżynieria i Ochrona Środowiska 15/1, ISSN 1505-3695, 81-92.
- Franková, H., Čmielová, L., Klimko, T., Lacková, E., Andráš, P., 2012: Comparative study of Cu, As and Sb toxicity between dump-fields of abandoned Cu-deposits Ľubietová and Špania Dolina (Central Slovakia). Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 7, 4, ISSN 1842-4090, 79-88.
- Galvánek, J., Háber, M., Jeleň, S., Soták, J., Spišiak, J., 1998: Geologická stavba a ložiská nerastných surovín okolia Banskej Bystrice. Exkurzný sprievodca, Banská Bystrica, ISBN 978-80-979413-4-2, 58 p.
- Goodchild, M. F., Mark, D. M., 1987: The fractal nature of geographic phenomena. Annals of the Association of American Geographers, 77, 2, ISSN 0004-5608, 265-278.
- Goodchild, M. F., 1992: Geographical data modeling. Computers and Geosciences, 18, ISSN 0098-3004, 401-408.
- Huang, P.M., Yuncong L., Sumner M.E., 2011: Handbook of soil sciences. 1. Soil science. Resource management and environmental impacts. New York; London : CRC Press, ISBN: 978-1-4398-0305-9, 1124 p.
- Huang, P.M., Yuncong L., Sumner, M.E., 2011: Handbook of soil sciences. 2. Soil science. Properties and Processes, Second Edition. New York; London : CRC Press, 2011. ISBN: 978-1-4398-0307-3, 821 p.
- Hvožd'ara, P., 1971: Štúdium zlatých mineralizácií niektorých jadrových pohorí Západných Karpát. Geofond, Bratislava, 184 p.
- Ilavský, J., Vozárová, A., Vozár, J., 1994: Ľubietová - štruktúrno-vyhľadávacie vrty Lu-1, Lu-2 a Lu-3. Bratislava, Geologický ústav Dionýza Štúra, ISBN 80-85314-32-0, 77 p.
- Jabbar, M. T., 2003: Application of GIS to estimate soil erosion using RUSLE. Geo-spatial Information Science, 6, 1, ISSN 1009-5020, 34-37
- Jeleň, S., Galvánek, J., Andráš, P., Bendík, A., Beláček, B., Bozalková, I., Gaál, L., Gajdoš, A., Háber, M., Konečný, V., Krížani, I., Luptáková, J., Mazúrek, J., Michal, P., Soták, J., Staňová, S., Šimo, V., Šurka, J., Wetter, R., 2010: Náučno-poznávací sprievodca po geologických a geografických lokalitách stredného Slovenska. Quick Print, Martin, ISBN 978-80-970413-4-2, 320 p.

- Kaňuk, J., 2015. Priestorové analýzy a modelovanie, vysokoškolské učebné texty, Univerzita Pavla Jozefa Šafárika v Košiciach, ISBN 978-80-8152-290-1
- Kavamura, V.N., Esposito, E., 2010. Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals. *Biotechnology Advances* 28, ISSN 0734-9750, 61-69.
- Kelly, G., 2008. Application of recycled organics in mine site rehabilitation. Department of Environment and Climate Change New South Wells, Sydney, ISSN 1835-3606, 37 p.
- Kertész, A., 1993: Application of GIS methods in soil erosion modelling. *Computers, Environment and Urban Systems*, 17, 3, ISSN 0198-9715, 233-238.
- Kharbush, S., Andráš, P., Luptáková, J., Milovská, S., 2014: Raman spectra of oriented and non-oriented Cu hydroxy-phosphate minerals: libethenite, cornetite, pseudomalachite, reichenbachite and ludjibaite. *Spectrochimica Acta*. ISSN 1386-1425, 152-163.
- Koděra, M. et al., 1986-1900: Topografická mineralógia 1-3, Veda, vydavateľstvo SAV, Bratislava, 1590 p.
- Krnáč, J., 2012: Kontaminácia baníckej krajiny v okolí Banskej Bystrice ťažkými kovmi. Dizertačná práca, Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica, 177 p.
- Krnáč, J., Dadová, J., Andráš, P. Jr., 2014: Kontaminácia haldových polí Podlipa a Reiner v Ľubietovej arzénom a antimónom. *Acta Universitatis Matthiae Belii*. Sekcia Environmentálne manažérstvo, 16, 2, ISSN 1338-4430; ISSN 1338-449X, 74-82.
- Kubínsky, D., 2013: Výpočet LS-faktoru (RUSLE) s využitím GIS a USLE2D; <https://www.google.sk/#q=Kub%C3%ADnsky+GIS+RUSLE>
- Kumpiene J., Lagerkvist A., Maurice C., 2008. Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments - A review. *Waste Management*, 28, ISSN 0956-053X, 215–225.
- Lee, J., Chon, H., Kim, J., 2005: Human risk assessment of As, Cd, Cu, and Zn in the abandoned metal mine site. *Environmental Geochemistry and Health* 27, ISSN 1573-2983, 185–191.
- Lintnerová, O., Majerčík, R., 2005: Neutralisation potential of tailing of sulphide deposit at Lintich near Banská Štiavnica (in Slovak). *Mineralia Slovaca*, 37, 4, ISSN 1338-3523, 517-528.
- Ľubietová, 2008: Program hospodárskeho a sociálneho rozvoja obce Ľubietová na roky 2009 – 2013, „Európsky poľnohospodársky fond pre rozvoj vidieka: Európa investujúca do vidieckych oblastí“. [online]. [cit. 2011-12-10]. Dostupné na internete: <www.lubietova.sk/download_file_f>
- Lukniš, M., Plesník, P., 1961: Nížiny, kotliny a pohoria Slovenska. Osveta, Bratislava, 133 p.
- Lukniš, M., 1972: Reliéf. In: Kol. autorov: Slovensko 2, Príroda, Obzor, Bratislava, 124 – 127.
- Mazúr, E., Lukniš, M., 1978: Regionálne geomorfologické členenie Slovenska. *Geografický časopis*, 30, 2, Veda SAV, Bratislava, 101 – 124.
- Mičietová, E. 2001: Geografický informačný systém (GIS) – štruktúra, integrita, interoperabilita, implementácia. In: Sborník 14. Kartografická konferencie, Plzeň. ISBN 80-7082-781-5, 78-95.
- Moore, I. D., Foster, G. R., 1990: Hydraulics and Overland Flow. In: Anderson, M., G., Burt, T., P. (eds.) *Process Studies in Hillslope Hydrology*, John Wiley & Sons., ISBN 0471927147, 215 p.
- Nagyová, I., Melichová, Z., Komadelová, T., Boháč, P., Andráš, P., 2013: Environmental assessment of impacts by old copper mining activities – a case study at Špania Dolina Starohorské Mts., Slovakia, *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, 8, 4, ISSN 1842-4090, 101 – 108.
- Nariadenie vlády SR č. 296/2005 z 21. júna 2005, ktorým sa ustanovujú požiadavky na kvalitu a kvalitatívne ciele povrchových vôd a limitné hodnoty ukazovateľov znečistenia odpadových vôd a osobitných vôd
- Nariadenie vlády SR č. 354/2006 Z. z., ktorým sa ustanovujú požiadavky na vodu určenú na ľudskú spotrebu a kontrolu kvality vody určenej na ľudskú spotrebu
- Parveen, N., Ghaffar, A., Shirazi, S. A., Bhalli, M. N., 2012: A GIS based assessment of heavy metal contamination in surface soil of urban parks: A case study of Faisalabad City-Pakistan. *Journal of the Geography of Natural Disasters*, 2, ISSN 2167-0587, p. 5
- Polák, M. (ed.), Filo, I., Havrila, M., Bezák, V., Kohút, M., Kováč, P., Vozár, J., Mello, J., Maglay, J., Elečko, M., Vozárová, A., Olšovský, M., Siman, P., Buček, S., Siráňová, Z., Hók, J., Rakús, M.,

- Lexa, J., Šimon, L., Pristaš, J., Kubeš, P., Zakovič, M., Liščák, P., Žáková, E., Boorová, D., Vaněková, H., 2003: Vysvetlivky ku geol. mape Starohor-ských vrchov, Čierťáže a sev. časti Zvolenskej kotliny 1: 50 000. Bratislava, ISBN 80-88974-45-3, 218 p.
- Popov, L., Ciudin, G., Rotaru, S., 2012: Soil degradation processes from pollution. Chemistry Journal of Moldova, 1, 7, ISSN 1857-1727, 50-53
- Ross, A. W., Hawkes, H. E., Webb, J. S., 1979: Geochemistry in mineral exploration. Academic press, London – New York – Toronto – Sydney – San Francisco, ISBN 0-12-596250-9, 657 p.
- Ross, S. M., 1993: Applied environmental geochemistry. Academic Press, London, ISBN 10: 0122290615, 501 p.
- Smith, K., 2013: Environmental hazards, assessing risk and reducing disaster, London & New York, ISBN 978-0-415-68106-3, 478 p.
- Sobek, A. A., Schuller, W. A., Freeman, J. R., Smith, R. M., 1978: Field and laboratory methods applicable to overburden and minesoils, U. S. Environmental Protection Agency. Environmental Protection Technology, EPA 600/2-78-054, Cincinnati. OH. 203.
- Spearman, C., 1904: The proof and measurement of association between two things. American Journal of Psychology. 15: doi: 10.2307/1412159, 72–101.
- Slavkovský, J., 2005: Geologická stavba a metalogenéza Starohorských vrchov s aspektom na Cu-zrudnenie v Španej Doline. In: Kladivík, E. Ed.: Z histórie medenorodného baníctva v banskobystrickom regióne, ISBN 80-968014-1-4, 6-10.
- Uroz, S., Calvaruso, C., Turpault, M. P., Frey-Klett, P., 2009: Mineral weathering by bacteria: ecology, actors and mechanisms. Trends in Microbiology, 17, 8, ISSN 096-842X, 378–87.
- Vamerali, T., Bandiera, M., Mosca, G., 2010: Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. Environmental Chemistry Letters 8, ISSN 1610-3653, 1-17.
- VanReeuwijk L.P., 1995: Procedures for soil analysis. International soil reference and information centre (ISRIC) a FAO OSN. Technical report, ISBN 92-5-104141-5, 9 p.
- Vrieling A., Sterk G., Beaulieu N., 2002: Erosion risk mapping; a methodological case study in the Colombian Eastern Plains. Journal of Soil and Water Conservation. 57, 3, ISSN 2095-6339, 158–163.
- Werno, M., Dembski, B., 1993: Juszkievicz-Bednarczyk, B., Mlynarek, Z., Tschuschke, W., 2: Tailing Dam Zelazny Most Environmental Hazard. International Conference on Case Histories in Geotechnical Engineering. St. Louis, Missouri, 1-4, 2/36, ISSN 00447994, 469-472.
- Wischmeier, W. H., Smith, D. D., 1965: Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Agricultural Handbook, 282, USDA, ARS, 47 p.
- Wischmeier, W. H., 1976: Use and misuse of the universal soil loss equation. Journal of Soil and Water Conservation. 31, 1, ISSN 0022-4561, 5–9.
- Yuksel, A., Gundrogan, R., Akay, A. E., 2008: Using the Remote Sensing and GIS Technology for Erosion Risk Mapping of Kartalkaya Dam Watershed in Kahramanmaraş, Turkey. Sensors, 8, 8, doi: 10.3390/s8084851, 4851–4865.
- Zahradníková, J., 2007: Cu-sulfidická mineralizácia v sedimentárnych horninách a kremeň-sulfidická mineralizácia na sideritových žilách – mineralógia a genéza. Písomná časť dizertačnej skúšky 76 p.
- Zheng, C., 2006: Using multivariate analyses and GIS to identify pollutants and their spatial patterns urban soils in Galway, Ireland. Environmental Pollution, 142, 3, ISSN 0269-7491, 501-511.
- Xu Y., Liang X., Xu Y., Qin X., Huang Q., Wang L., Sun Y., 2017. Remediation of Heavy Metal-Polluted Agricultural Soils Using Clay Minerals: A Review. Pedosphere, 27, 2, ISSN 1002-0160, 193–204.

Publikácie autora

Monografia:

Andráš, P., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, 2015: Environmental risk study and possibilities of risk reduction for contaminated sites at the copper dump-fields. ISBN 978-80-553-2263-6, 147 p.

Impaktované publikácie evidované v databázach SCOPUS a WOS:

Buccheri, G., Andráš, P., **Andráš, P. Jr.**, Dadová, J., Kupka, J., 2014: Heavy metal contamination and its impact on plants at Caporciano Cu-mine (Montecatini Val di Cecina, Italy). *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, ISSN 1842 – 4090, 9, 4, 73 – 81; **IF 0.63**

Andráš, P. Jr., Krnáč, J., Dadová, J., Midula, P., 2015: Visualization of heavy metal contamination risk estimation in the country at Podlipa and Reiner dump-fields at the abandoned Ľubietová Cu-Ag deposit. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, ISSN - 1842 – 4090, 10, 4, 7121-132, **IF 0.73**

Dadová, J., Andráš, P., Kupka, J., Krnáč, J., **Andráš, P. Jr.**, Hroncová, E., Midula, P., 2015: Mercury contamination from historical mining territory at Malachov Hg-deposit (Central Slovakia). *Environmental Science and Pollution Research Journal* **IF 2.828**

Kupka, J., Andráš, P., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, Demeter, D., 2015: Testing of the permeable Fe⁰-barrier at dump-field Podlipa (Ľubietová Cu-deposit, Slovakia). 19th Conference on Environment and Mineral Processing. *Journal of the Polish Mineral Engineering Society*, No. 2, ISSN 1640-4920, 189-194.

Andráš, P., Turisová, I., Matos, J. X., Buccheri, G., **Andráš, P. Jr.**, Dirner, V., Kučerová, R., Castro, F. I. P. C., Midula, P., 2017: Potentially toxic elements in the representatives of the genus *Pinus* L. and *Quercus* L. at the selected Slovak, Italian and Portuguese copper deposits. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences*, ISSN-1842-4090, 12, 1, 95 – 107, **IF 0.70 za rok 2016**

Publikácie v periodikách:

Krnáč, J., **Andráš, P. Jr.**, Blišťan, P., 2014: Stanovenie rizika kontaminácie krajiny ťažkými kovmi v oblasti haldových polí Podlipa a Reiner na opustenom Cu-ložisku Ľubietová. *Mineralia Slovaca*, 46, 1, ISSN 1338-3523, ISSN 0369-2086, 1-22

Demeter, D., **Andráš, P., Jr.**, Krnáč, J., Dadová, J., 2014: Účinnosť Fe⁰-bariéry pri remediácii drenážnych vôd z haldového poľa Ľubietová-Podlipa. *Acta Universitatis Matthiae Belii. Sekcia Environmentálne manažérstvo*, 16, 2, ISSN 1338-4430; ISSN 1338-449X, 35-41

Krnáč, J., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, 2014: Kontaminácia haldových polí Podlipa a Reiner v Ľubietovej arzéno a antimónom. *Acta Universitatis Matthiae Belii. Sekcia Environmentálne manažérstvo*, 16, 2, ISSN 1338-4430; ISSN 1338-449X, 74-82

Andráš, P., Buccheri, G., Turisová, I., **Andráš, P. Jr.**, Kupka, J., 2015: Kontaminácia životného prostredia ťažkými kovmi na haldových poliach opustených Cu ložísk Caporciano (Montecatini Val di Cecina) a Libiola, Taliansko. *Acta Universitatis Matthiae Belii, Sekcia Environmentálne manažérstvo*, 17, 1, ISSN 1338-4430, 34-58

Publikácie v konferenčných zborníkoch:

- Andráš, P. Jr.**, 2014: Med'. In: Staré báňské zátáže opustených Cu-ložisek. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 2014. ISBN 978-80-86832-75-3, 10-20.
- Andráš, P., Demeter, D., **Andráš, P. Jr.**, Dadová, J., Jeleň, S., 2014: Efektivnosť Fe⁰-bariéry na haldovom poli Ľubietová-Podlipa. In: Jurkovič, Ľ., Slaninka, I., Ďurža, O.: *Geochémia 2014, monitoring a sanácia environmentálnych záťaží na území SR*; Bratislava, 4.-5. december 2014, ISBN 978-80-8174-002-2, 1-2
- Andráš, P.**, Matos, J., Turisová, I., **Andráš, P. Jr.**, Dadová, J., 2014: Kontaminácia pôdy a rastlín v oblasti povrchovej ťažby chalkopyritových rúd na ložisku São Domingos (Portugalsko). In: Jurkovič, Ľ., Slaninka, I., Ďurža, O.: *Geochémia 2014, monitoring a sanácia environmentálnych záťaží na území SR; geochemický výskum endogénnych a exogénnych procesov*. Bratislava, 4.-5. december 2014, ISBN 978-80-8174-002-2, 3-4
- Buccheri, G., Andráš, P., Turisová, I., **Andráš, P. Jr.**, 2014: Kontaminácia krajiny ťažkými kovmi na haldovom poli Cu ložiska Caporciano, Taliansko. In: Jurkovič, Ľ., Slaninka, I., Ďurža, O.: *Geochémia 2014, monitoring a sanácia environmentálnych záťaží na území SR; geochemický výskum endogénnych a exogénnych procesov*. Bratislava, 4.-5. december 2014, ISBN 978-80-8174-002-2, 15-16
- Kupka, J., Andráš, P., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, Demeter, D., 2015: Utilization of permeable Fe⁰-barrier for sanation of water percolating dump sediments. 19th Conference on Environment and Mineral Processing, Part II, 4.-6.6.2015, ISBN 978-80-248-3754-3, Ostrava, 189-194
- Dadová, J., Andráš, P., Turisová, I., Buccheri, G., **Andráš, P. Jr.**, 2015: Porovnanie kontaminácie rastlín na vybraných Cu-ložiskách Európy. In: Beránek, M. ed.: *Súčasnosť a budúcnosť baníctva*, Demänovská dolina, 7.-8.10. 2015, ISBN 978-80-970521-5-7, 147-155
- Dadová, J., Krnáč, J., **Andráš, P. Jr.**, Midula, P., 2015: Kontaminácia pôdy ťažkými kovmi na haldovom poli Maximilián v Španej Doline. In: Michalec, M. & Rogožníková, A. Eds.: *Klimatický park – Ochrana zložiek životného prostredia*, ISBN 978-80-89800-02-5, 39-42
- Dadová, J., Rogožníková, A., **Andráš, P. Jr.**, 2015: Riešenie akútnych environmentálnych problémov na lokalite Ľubietová-Podlipa. In: Michalec, M. & Rogožníková, A. Eds.: *Klimatický park – Ochrana zložiek životného prostredia*, ISBN 978-80-89800-02-5, 48-51
- Andráš, P., Turisová, I., Matos, J., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, Kupka, J., Buccheri, G., 2015: Comparison of bioaccumulation properties in *Pinus* sp. and *Quercus* sp. at the selected European Cu-deposits. *Ecology and the Interface*. Roma, 21.-25.9.2015, p. 488 – abstrakt
- Andráš, P., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, 2015: Rock radioactivity of the Pezinok-Pernek crystalline complex as the criterion of their utilization in the civil engineering. In: Andráš, P., Chovan, M., Dirner, V. 2015: Selected Sb-Au, Cu-Ag and Hg ore deposits – origin, mineralogy, environmental problems, ISBN 978-80-553-2257-5, Tech. univerzita v Košiciach, 84-96
- Černecký, P., Ulrych, L., **Andráš, P. Jr.**, 2015: Postup prípravy mapy ekosystémov tvorenej pre účely hodnotenia ekosystémových služieb na národnej úrovni. *Envirofórum* 2015, 16.-17. jún 2015, Univerzita Mateja Bela, p. 11 abstrakt
- Andráš, P., Turisová, I., Buccheri, G., **Andráš, P. Jr.**, 2016: Intake of potentially toxic elements to representatives of genus *Pinus* L. and *Quercus* L. at selected Slovak, Italian and Portuguese closed copper deposits. In: Eds.: Jenčárová, J., Luptáková, A., Kaduková, J.: *Biotechnology & Metals*, 4th International Scientific Conference, Košice, 10-11. november 2016, ISBN: 978-80-89883-01-1, 6-11.
- Andráš, P., Dadová, J., **Andráš, P. Jr.**, Midula, P., 2016: Sú možnosti využitia permeabilnej Fe⁰-bariéry pri sanácii vody perkolujúcej technogénne sedimenty banského depónia na opustenom ložisku Podlipa v Ľubietovej vyčerpané? Rusko, M. Ed.: METES – Motivation – Education – Trust – Environment – Safety 2016, zborník z konferencie 10. 6. 2016, ISBN 978-80-09753-13-0, 59-64.